



Fysisk restaurering av akvatiska miljöer

Vattendrag och sjöar med kantzon och våtmarker

2021-04-16



Författarna har hela ansvaret för innehållet (text och bilder) i denna manual. Innehållet ska inte tolkas som Europeiska unionens eller EU-kommissionens officiella ståndpunkt.

The authors have full responsibility for the content (text and images) of this report. The content should not be interpreted as the official view of the European Commission or the European Union.

ISBN

978-91-986871-6-3

GRIP on LIFE:s rapportserie

2021.03

Författare

Erik Degerman & Ingemar Näslund

Beställare

Mårten Gustafsson, Havs- och vattenmyndigheten

Projektledare

Jens Fuchs, Länsstyrelsen i Jämtlands län

Projektgrupp

Mårten Gustafsson, Havs- och vattenmyndigheten

Fredrik Nordwall, Havs- och vattenmyndigheten

Omslag

En målbild. Övre delarna av Vålån, Jämtland. Foto: Micke Sundberg

Diarienummer hos Havs-och vattenmyndigheten

2473-19



With the contribution of the LIFE
Programme of the European Union

Innehåll

Förord	8
Sammanfattning	9
Summary	9
1. Introduktion	10
1.1 De hotade sötvattnen	10
1.2 Varför restaurera?	10
1.3 Restaurering eller rehabilitering?	11
1.4 Evidensbaserad kunskap och beprövad erfarenhet	13
1.5 Biologisk mångfald och ekosystemtjänster	14
1.6 Konnektivitet	16
1.7 Jämvikt, störning och resiliens	17
2. Tips för framgångsrika projekt	18
2.1 Generell arbetsgång	18
2.2 Lokal förankring	19
2.3 Samverkan	21
2.4 Landskapsperspektiv	22
2.5 Arbetsgång	22
2.6 Arbetsmiljöplan	23
2.7 Upphandling av entreprenör	25
2.8 Förberedelser innan konkret åtgärd	26
2.9 Punktvís recept för framgång	27
3. Vattenlandskapet	31
3.1 Vattnet i landskapet	31
3.2 Vattenhastighet	33
3.3 Erosion	34
3.4 Våtmarker	38
3.5 Temporära vatten	41
3.6 Stränder	41
3.7 Sjöar	43
3.8 Vattendrag	46
4. Hydromorfologisk karakterisering	50
4.1 Karakterisering av vattendrag	50
4.2 Karakterisering av sjöar	55
5. Restaurering i ett förändrat klimat	57
5.1 Bakgrund	57

5.2 Förväntade effekter på vattenmiljön	58
5.3 Kritiska arter, habitat och processer	65
5.4 Prioriterade restaureringsåtgärder	69
6. Kulturmiljöer och rörligt friluftsliv	72
6.1 Historiskt vattenutnyttjande	72
6.2 Bevarandearbete	76
6.3 Hänsyn till det rörliga friluftslivet	77
7. Status, påverkan och brist	80
7.1 Bedömning av ekologisk status	80
7.2 Hydromorfologisk status	81
7.3 Kompletterande uppgifter	82
7.4 Sammanvägd bedömning av status	86
7.5 Påverkansanalys	86
7.6 Bristanalys	87
7.7 Kritiska habitat och processer	88
7.8 Exempel på riktlinjer från Kanada	89
8. Prioritering av områden och åtgärder	90
8.1 Inledning	90
8.2 Nyckelbiotoper, värdekärnor och värdetrakter	91
8.3 Naturvärden i sötvatten	91
8.4 Grundläggande prioritering	95
8.5 Prioritering av vatten och åtgärd	95
8.6 Enklare prioriteringsmodeller	97
9. Vattenverksamhet	99
9.1 Inledning	99
9.2 Samråd	100
9.3 Restaurering i skyddad natur	102
9.4 Kulturmiljösektorns juridiska styrmedel	102
9.5 Fiskerättsliga lagar och förordningar	103
10. Målbild, indikatorer och referensvärden	106
10.1 Referenstillståndet	106
10.2 Målbild, indikatorer och referensvärden	106
10.3 Förslag till lämpliga referensvärden för öring och flodpärlmussla	107
11. Uppföljning	113
11.1 Allmänna principer	113
11.2 Funktionskontroll	114
11.3 Effektkontroll	114
12. Landskapshydrologi – diken	117

12.1 Introduktion	117
12.2 Antropogen påverkan	118
12.3 Målbilder	122
12.4 Evidensbaserade erfarenheter	123
12.5 Grundläggande principer	124
12.6 Uppbrytning av kulverterat vattendrag/täckdiken	126
13. Landskapshydrologi – vattennära våtmarker	128
13.1 Introduktion	128
13.2 Antropogen påverkan	130
13.3 Målbilder	130
13.4 Evidensbaserade erfarenheter	131
13.5 Grundläggande principer	132
13.6 Generell arbetsgång	133
13.7 Efterbehandling och skötsel av våtmarker	139
14. Landskapshydrologi – sänkta och höjda sjöar	142
14.1 Introduktion	142
14.2 Antropogen påverkan	142
14.3 Målbilder	145
14.4 Evidensbaserade erfarenheter	145
14.5 Grundläggande principer	148
14.6 Några genomförda projekt	150
15. Landskapshydrologi – mjukgör tätorten	153
15.1 Introduktion	153
15.2 Antropogen påverkan	155
15.3 Målbilder	156
15.4 Evidensbaserade erfarenheter	156
15.5 Grundläggande principer	156
16. Kantzon – utformning och skötsel	159
16.1 Introduktion	159
16.2 Antropogen påverkan	162
16.3 Målbilder	163
16.4 Evidensbaserade erfarenheter av restaurering	165
16.5 Grundläggande principer	166
16.6 Skötsel av befintliga kantzoner	170
16.7 Etablering av nya kantzoner	171
17. Flöden – ekoflöden	176
17.1 Introduktion	176
17.2 Antropogen påverkan	181
17.3 Målbilder	183

17.4 Evidensbaserade erfarenheter	185
17.5 Grundläggande principer	186
18. Flöden - torrfårar	193
18.1 Introduktion	193
18.2 Antropogen påverkan	194
18.3 Målbilder	194
18.4 Evidensbaserade erfarenheter	196
18.5 Grundläggande principer	197
18.6 Generell arbetsgång vid restaureringsåtgärder	198
19. Konnektivitet - dammar	200
19.1 Introduktion	200
19.2 Antropogen påverkan via dammar	202
19.3 Målbilder	205
19.4 Evidensbaserade erfarenheter	206
19.5 Grundläggande principer	210
19.6 Generell arbetsgång	217
19.7 Utrivning av mindre dämmen i naturliga sjöutlopp	219
20. Konnektivitet - fiskvägar	222
20.1 Inledning	222
20.2 Antropogen påverkan	223
20.3 Målbilder	224
20.4 Evidensbaserade erfarenheter	225
20.5 Grundläggande principer	226
20.6 Rekommenderade typer av fiskvägar för uppströms vandring	235
21. Konnektivitet – vägtrummor	243
21.1 Inledning	243
21.2 Antropogen påverkan	245
21.3 Målbilder	247
21.4 Evidensbaserade erfarenheter	247
21.5 Grundläggande principer	248
22. Habitatrestaurering – fårans form	262
22.1 Inledning	262
22.2 Antropogen påverkan	263
22.3 Målbild	265
22.4 Evidensbaserade erfarenheter	266
22.5 Grundläggande principer	269
22.6 Generell arbetsgång	272
23. Habitatrestaurering - bottnar	278

23.1 Inledning	278
23.2 Antropogen påverkan	279
23.3 Målbilder	280
23.4 Evidensbaserade erfarenheter	283
23.5 Grundläggande principer	286
24. Habitatrestaurering - tillförsel av död ved	299
24.1 Introduktion	299
24.2 Antropogen påverkan	303
24.3 Målbilder	303
24.4 Evidensbaserade erfarenheter	306
24.5 Grundläggande principer	308
25. Habitatrestaurering – lekområden	314
25.1 Introduktion	314
25.2 Antropogen påverkan	314
25.3 Målbilder	315
25.4 Evidensbaserade erfarenheter	315
25.5 Grundläggande principer för lekområden för lax och öring	317
25.6 Generell arbetsgång	324
25.7 Andra arters lekområden	326
26. Litteratur/källförteckning	332
27. Register	375

Förord

Denna manual är en uppdatering och utvidgning av ”Ekologisk restaurering av vattendrag” som publicerades av Fiskeriverket och Naturvårdsverket 2008. Arbetet har genomförts av Länsstyrelsen i Jämtlands län som en del av EU-Life-projektet GRIP on LIFE (Action C9) ”*using functional water and wetland ecosystems and their services as a model for improving green infrastructure and implementing PAF in Sweden*” (GRIP on LIFE-IP). Projektet GRIP on LIFE IP utvecklar nya metoder, bygger kapacitet och för vidare fungerande och beprövade metoder som stärker viktiga vattenmiljöer i samband med bedrivande av skogsbruk och annan användning av naturresurser. Arbetet med denna Akvatiska RestaureringsManual (ARM) har initierats och finansierats av Havs- och vattenmyndigheten.

Vår förhoppning är att manualen ska hjälpa till vid prioritering, planering och framför allt genomförande av fysiska restaureringsåtgärder i och utmed vatten. Fokus ligger inte på kemiskt förändrade vatten, till exempel av miljögifter, övergödning eller förorening. Istället behandlas ingående restaurering av torrlagda våtmarker, dåliga kantzoner, sänkta sjöar, dikning, kanaliserade och rensade vattendrag samt inverkan av vattenreglering och vandringshinder i det akvatiska landskapet orsakade av mänskliga aktiviteter. Vi tar inte upp kostnader för olika åtgärder eftersom de ofta är plats- och skalberoende och därmed svåra att beräkna övergripande. Det ska också betonas att ämnet är så stort att respektive avsnitt bara översiktligt går in på bakgrund. Inte heller litteraturöversikten är fullständig utan ett litet urval av den stora mängd som finns.

Manualen riktar sig till både de som lokalt vill initiera ett restaureringsprojekt, intresseorganisationer och till ansvariga på våra länsstyrelser och myndigheter. Det innebär att vi anger referenser i texten, men samtidigt försöker hålla råden enkla och tydliga i punktform.

Inspel och underlag till rapporten kommer från en mängd personer som arbetar med praktisk naturvård. Vi kan inte här räkna upp er alla, men vi vill speciellt nämna Lennart Henrikson, Natur och Människa AB, Daniel Bergdahl & Tomas Schön, Länsstyrelsen i Örebro län, Anders Dahlén, Jens Fuchs, Gunnar Jacobsson, Alexander Segersäll och Micke Sundberg på länsstyrelsen i Jämtlands län, Mathias Ibbe på länsstyrelsen i Östergötland, Per Sjöstrand och kollegerna Peter Lindvall och Niklas Nilsson på Jönköpings Fiskeribiologi AB, samt Micke Strömberg, Model forest, Vilhelmina. Vi vill också tacka företrädare för Svenska kanotförbundet, Katinka Ingves och Anders Ahnesjö, för synpunkter. Mårten Gustafsson, Fredrik Nordwall och Erik Årnfelt vid Havs- och vattenmyndigheten har varit viktiga bollplank på vägen. Hasse Persson, vid Previa, har skrivit avsnittet om arbetsmiljöplan (avsnitt 2.6).

Trots alla goda synpunkter och råd är innehållet helt författarnas eget ansvar.

Östersund, april 2021

Erik Degerman & Ingemar Näslund
Länsstyrelsen i Jämtlands län

Sammanfattning

Denna sammanställning är tänkt att vara ett stöd i hela restaureringsprocessen i akvatiska miljöer, från alla förberedelser till konkreta åtgärder och uppföljning. Avsnitt 1–11 är mer teoretiska och handlar om bakgrund, förberedelser och teori kring akvatisk restaurering. Där ingår avsnitt om hydromorfologisk karakterisering, kulturmiljöer, samverkan och lagrum, restaurering med hänsyn till klimatförändringar, bedömning av status och påverkan, prioritering av vatten och åtgärder samt uppföljning av resultat. Ett viktigt avsnitt handlar om målbild, indikatorer och referensvärden, det vill säga hur man sätter upp mål för restaureringsarbetet. Dessa inledande avsnitt får ses mer som kortfattade råd av vad man bör beakta.

I avsnitt 12–25 kommer de konkreta åtgärderna som börjar i landskapet med hydrologisk restaurering, för att sedan beakta strand och kantzon, död ved, vattenflöden, vandringsvägar och biotopvård. Dessa avsnitt är skrivna mer i punktform som en checklista för arbetet. För varje avsnitt finns dock redovisat en genomgång av vad som är evidensbaserade åtgärder. Övriga föreslagna åtgärder är beprövad erfarenhet, det vill säga åtgärder som visat sig fungera vid olika genomförda restaureringsprojekt, även om de inte utvärderats statistiskt.

Summary

This compilation is an update of the code of practice for aquatic restoration presented by two governmental agencies in 2008 – "Ecological restoration of running waters". It has been produced as a part of the EU Life project "Grip on Life". The present version has been broadened and now also covers urban environments, climate change, ecological flows and re-meandering.

The first chapters (1-11) form a background discussing what characterizes a successful restoration project, how to establish the status of the water, how to set goals for the restoration project and how to design follow-up studies. Further, it is stressed how cooperation with stakeholders is facilitated and what care should be taken to cultural heritage.

In chapters 12-25 different restoration measures (e. g. fishways, dam removal, instream restoration, wetlands, lowered lakes, flow regulation) are discussed with an initial description of the problems associated, and an overview of the international literature on the subject. Successful national projects are presented.

Throughout the report there is a distinction made between evidence-based methods and such that are only considered "best practice", i.e. are generally not scientifically evaluated.

1. Introduktion

1.1 De hotade sötvattnen

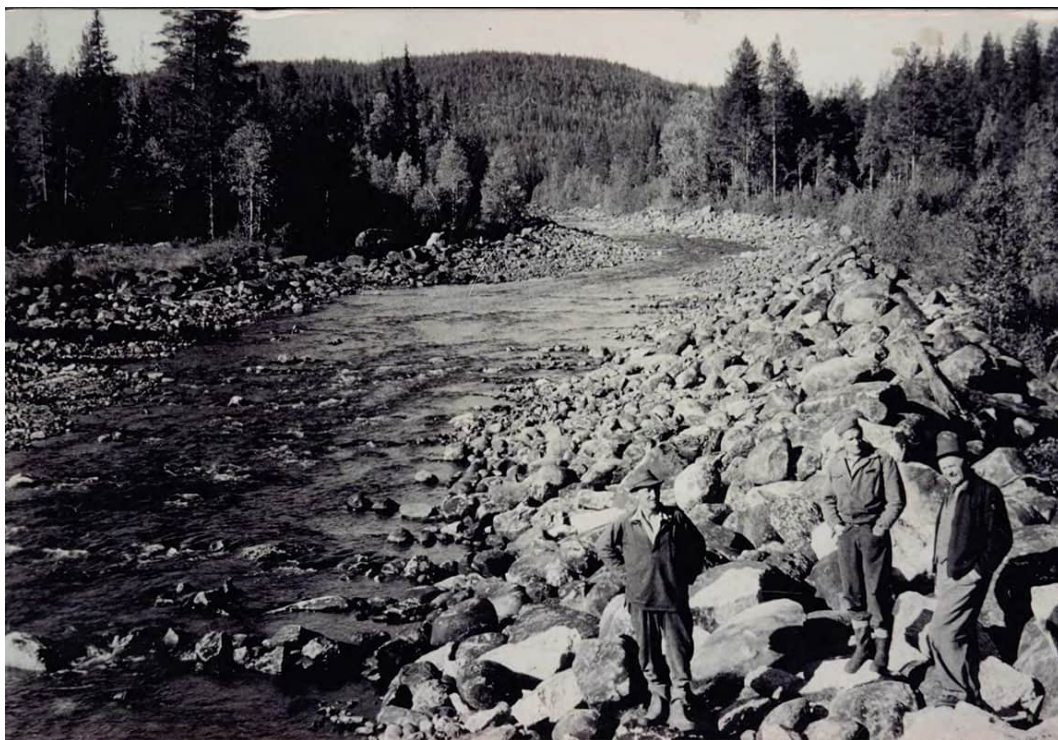
Globalt sett är sötvattnen i våra våtmarker, sjöar, vattendrag och grundvattenmagasin, en bristresurs. De används som proteinkälla (fisk, skaldjur, musslor, alger), för rekreation, som farled, för bevattning, som recipient och kraftproduktion samt som dricksvatten. Det förutspås att redan inom en nära framtid (tiotal år), kommer världens behov av sötvatten med dagens konsumtionsmönster att överstiga tillgången. Den samlade påverkan har lett till att sötvatten, ett ekosystem som täcker mindre än 1 % av jordens yta, anses vara det mest hotade ekosystemet (Strayer & Dudgeon 2010). Tusentals arter av djur och växter i sötvatten är hotade och riskerar att försvinna (Sala m fl 2000).

1.2 Varför restaurera?

Svaret är självklart - vi har naturen till låns men sedan måste vi betala tillbaka – **en investering i framtiden**. När ett område som tidigare varit påverkat av mänskliga aktiviteter inte längre behöver tas i anspråk är det en självklarhet att återställa så långt möjligt. Inte lämnar vi övergivna grustakter som öppna sår? Nej, där ingår idag alltid i avslutningen av verksamheten att återskapa en så naturlig miljö som möjligt i det förändrade landskapet. Då skapar vi värden för framtiden, både miljövärden och potentiella naturtillgångar. Kanske blir det inte helt som förr, men så nära vi kan komma. Den återställda och väl fungerande miljön kan ha ett mycket större värde för människan än att exploatera samma område något som visats i en global studie över ekosystemtjänster (Bradbury m fl 2021, se nedan).

När man kalhugger ett skogsområde är det en påverkan som är enkel att uppfatta eftersom träden försvinner och kvar blir endast ett vidsträckt kalt område med omfattande förändringar i hydrologi och lokalklimat. Alla inser nyttan med att investera i framtiden genom återplantering och då säkerställer man både ekosystemtjänster som bindning av koldioxid och rekreationsmöjligheter samt biologisk mångfald. De ekosystemtjänster naturen genererar (avsnitt 1.5) är beroende av ett friskt, mångfacetterat och välfungerande ekosystem.

När man rensat en älv på stora stenar och block för att flotta timmer, fyller den rensade sträckan ingen naturlig ekologisk funktion (Figur 1). Älven finns kvar men har förvandlats från ett ekosystem rikt på biologisk mångfald med stora miljövärden till en effektiv transportfärd för timmerstockar. Ska de block och stenar som inte sprängts bort ligga kvar på stränderna som ett ärr i naturen? Eller ska de användas för att återskapa miljövärden, vattnets naturliga förmåga till självrening, blockiga bottenars förmåga att bromsa vattnet och minska översvämningar nedströms, och rent estetiska värden. Kanske till och med rent av ekonomiska värden i form av naturguidning, turism med kanoter, kikare, kameror, fiskespön och önskemål om mat och logi?



Figur 1. Flottledsrensad sträcka av Öreälven, Västerbotten. Med bandschaktare, som blev vanliga i början på 1950-talet, kunde arbetet göras storskaligt. Mot slutet av 1950-talet kunde det dock hända att dåvarande Vattendomstolen inte alltid gav tillstånd till "traktorrensningar".

När det finns gamla dammbyggnader som inte längre används för kraftproduktion, vattentäkt eller för att underlätta timmerflottning, bör vattendrag och sjöar återställas så långt möjligt. En damm påverkar vattenlandskapet genom att kvarhålla sediment och organiskt material, hindra djurrörelser i systemet, skapa en onaturlig fauna och flora i det dämda lugnvattnet, samtidigt som temperaturen i vattnet ökar och därmed avdunstningen. Man upplever att det finns mer vatten, men nedströms dammen blir det mindre vatten – och vatten är en bristvara, speciellt sommartid och i en allt varmare framtid. Varför skulle man inte återställa naturen även i dessa fall, speciellt som man kan lämna delar av dammvall och byggnader kvar som minnen för framtiden? Det är ett självklart åtagande för varje generation att minimera sina fotspår i naturen och så långt möjligt återställa miljöer efter mänsklig påverkan. Vi har inte förlorat vår historia om det görs på rätt sätt, och vi har vunnit mycket för framtiden.

Inom den svenska vattenförvaltningen visar sammanställningar att cirka hälften av våra vattendrag och en tredjedel av sjöarna inte når god ekologisk status. Det finns alltså ett mycket stort behov av restaureringsåtgärder. Att restaurera är att investera för framtiden! Inte nog med det. Att restaurera innebär att vi stärker naturens motståndskraft mot ytterligare förändring och förmåga att återhämta sig – vi **ökar dess förmåga till resiliens** (avsnitt 1.7).

1.3 Restaurering eller rehabilitering?

FN har förklarat att åren 2021 - 2030 ska vara decenniet för "ekologisk restaurering" med syfte att fokusera på livsmedelsförsörjning, vattentillgång och biologisk mångfald. Med ordet **restaurering** förstår många att man återför ett stört system till det naturliga tillståndet före störning. Det är dock ofta inte möjligt. Dels känner vi

inte säkert till det ursprungliga tillståndet, dels kan andra samhällsbehov omöjliggöra full restaurering och slutligen är våra sötvatten stadda i ständig förändring (Brown m fl 2018). Något forntida idealt och stabilt tillstånd som vattnet ska återfå existerar sällan.

Istället syftar restaurering ofta till att uppnå en god ekologisk status för den naturliga vattentypen. Kanske passar **rehabilitering** bättre för vad vi verkligen gör, **att återställa systemet kvalitativt så att det fungerar av sig självt och på en sådan kvantitativ nivå att den biologiska mångfalden och ekosystemtjänsterna är långsiktigt hållbara, om än inte av full kvantitet/produktion.**

I och med den storskaliga påverkan som skett av ett antal ekosystem, till exempel grunda havsstränder och strömmande, större vattendrag har man börjat med ersättningsåtgärder eller **ekologisk kompensation** (Naturvårdsverket 2016). Kompensationen kan ske genom att den som orsakat skada tillför nya värden eller säkerställer befintliga värden som annars skulle riskera att gå förlorade. Ofta sker då åtgärderna på en annan plats, nya livsmiljöer skapas. I USA har detta antagit stora proportioner, men forskare anser att ingenjörsmässigt anlagda nya strömvatten inte alls har de kvaliteter och mångfald som ett restaurerat vattendrag skulle ha (Lave 2018). Dessa kompensationsprojekt (engelska: compensatory mitigation, banking) kan inte betraktas som restaurering och egentligen inte ens som rehabilitering eftersom de ofta sker på en annan plats än den påverkade. Det går till exempel inte att ersätta en förlorad stor älv med åtgärder i biflöden. De har inte den stora älvens förutsättningar. En finsk studie har till exempel visat hur biflöden till Tana älv (Teno) kunde fungera som uppväxthabitat för lax efter korrigering av vägtrummor, men laxen kunde bara utnyttja de nedersta 10–100 m i de sju undersökta biflödena (Erkinaro m fl 2017). Åtgärder i biflödena kan således inte ersätta strömhabitat och kontinuitet i de stora älvarna. Där ekologisk kompensation har störst relevans idag är i urbana miljöer där många habitat är helt försvunna, liksom deras funktion.

När Östersjöns laxpopulationer hotades av vattenkraftutbyggnad och överfiske till havs diskuterades att ge laxen tillgång till övre delar av älvar, dit den inte kunnat nå på grund av vandringshinder. En åtgärd som skulle kompensera för misshushållningen av laxen. I Kalixälven kunde lax förr bara med svårighet ta sig förbi Jockfall och laxproduktionen uppströms var försumbar. Dåvarande Fiskeriverket ansvarade 1980 därför att fiskväg byggdes förbi fallet (Figur 2).



Figur 2. Fiskvägen förbi Jockfall i Kalixälven underlättar för laxen att ta sig uppströms. En kompensation för vattenkraftutbyggnad i andra älvar och ett överfiske till havs. Årligen passerar 5000–15000 laxar uppströms. Foto: Erik Degerman.

I Kalixälven fick laxen alltså säkrad tillgång till stora arealer uppströms Jockfall. Men kompenserande åtgärder kan också ske inom det befintliga habitatet. Teoretiska modelleringar visar **att en population som berövats så mycket av sitt habitat att den kommer att gå under, kan överleva i ett reducerat habitat om kvalitén på detta habitat förbättras** (Fahrig 2001). Ett typiskt exempel på detta är torrfårör nedströms kraftverk där kanske bara en viss minimitappning återstår. Med habitatrestaurering och anpassning där man till och med förbättrar habitatet för hotade arter utöver vad som var naturligt, kan detta påverkade habitat ändå hysa de naturliga arterna, om än inte i full produktion.

1.4 Evidensbaserad kunskap och beprövad erfarenhet

Det finns en mängd **evidensbaserad kunskap som visar att restaurering fungerar**, det vill säga att vi har åtgärder som utvärderats vetenskapligt och vi har säkra bevis (evidens) på deras funktion. Exempel på sådana utvärderingar redovisas i anslutning till respektive avsnitt. Två övergripande svenska utvärderingar visar att det finns vetenskaplig grund som visar på förväntade effekter av den typ av akvatiska restaureringsåtgärder som används i Sverige idag för att åtgärda konnektivitet, kantzon och vattendrags habitat (Jansson m fl 2017, Sandin m fl 2017). Men för några av de åtgärder som rekommenderas i denna manual saknas vetenskapligt belagda resultat av funktion och effekt. Dock finns det en stor samlad erfarenhet om att de ger önskat resultat och kan rekommenderas – **beprövad erfarenhet**. Denna kunskap har framför allt insamlats av de som arbetat flera år med restaureringsåtgärder och överförs ofta muntligen eller vid seminarier och fältkursationer. För att säkerställa att denna kunskap beaktats har flera professionella

och ideella experter intervjuats och fått kommentera de åtgärder som beskrivs i manualen.

Generellt kan konstateras att det behövs mer uppföljning av restaureringsåtgärder i vattenlandskapet, framför allt långsiktig uppföljning över tiotals år. Ofta går det att få fram pengar till åtgärder, men sedan blir det svårare med medel till uppföljning. Dessutom brukar den uppföljning som sker fokusera på enskilda delar (vattenkemi, bottendjur eller fisk). Klart är att vi behöver mer långsiktig och bättre samordnad uppföljning för att lära oss mer av misstagen och de goda exemplen.

1.5 Biologisk mångfald och ekosystemtjänster

Biologisk mångfald betyder att de naturliga arterna, med bevarad genetisk särprägel och variation, ska fortleva i en naturlig miljö med naturliga strukturer och processer. Naturen ska vara sådan den har naturliga förutsättningar att vara - utan negativ mänsklig påverkan och med möjlighet för arterna att finnas kvar på lång sikt. Många förväxlar begreppet biologisk mångfald med artrikedom. Den biologiska mångfalden minskar faktiskt om näringstillförsel gör att nya arter, främmande för platsen i dess naturliga tillstånd, dyker upp. Det är inte heller ökad biologisk mångfald om man bygger en kraftverksdamm i ett naturligt vattendrag. Visserligen tillkommer det många för området nya arter, till exempel näckrosor, gädda, sothöna och vissa kräftdjurplankton som lever i sjöar, men det är inte de naturliga arterna. Alltså har den biologiska mångfalden minskat.

Men det ska inte bara vara rätt arter på plats, miljön ska också vara så intakt som möjligt. Den opåverkade vattenmiljön har kvar sina strukturer, till exempel stenar, stora block, grusstränder och tidvis översvämmade svämplan (strandmader). Dessutom finns de naturliga processerna; vattnets energi flyttar partiklar, död ved och vegetationsrester faller ned i vattnet, översvämningar sker och i sjöarna sedimenterar fina partiklar.

Biologisk mångfald och ekosystemtjänster handlar till stor del om samma sak, men det senare begreppet sätter människan i centrum – en frisk natur krävs för vår hälsa och samhällsutveckling. **Ekosystemtjänster är de produkter och tjänster som ekosystemet tillhandahåller oss människor, direkt eller indirekt, och skapar förutsättningar för vårt välbefinnande och vår välfärd.** Tjugotre olika kategorier av ekosystemtjänster har identifierats för våra sötvatten (Bergek m fl 2018; Ruist m fl 2019). Bland dessa kan nämnas:

- Biogeokemiska kretslopp, det vill säga ekosystemets roll i kretslopp av kol, syre och fosfor.
- Primärproduktion, omvandlingen av koldioxid till växtmassa med hjälp av solenergi (fotosyntes). Lagring av kol.
- Reglering av växthusgaser, biologisk inverkan i reglering av koldioxid, metan, lustgas med flera. Lagring av kol.
- Erosionsreglering, kvarhållning av sediment genom vegetation och naturliga vattenlandskap.
- Vattenrening, rening genom fotosyntes och kvarhållande av vatten i landskapet. Dricksvatten!
- Översvämningsskydd, bromsning av flöden genom slingrande vatten, svämplan och våtmarker.

- Pollinering ombesörjd av fjärilar, humlor, bin och blomflugor. Blommor, frukt och grönsaker!
- Livsmedel, produktion av till exempel fisk och kräftor.
- Rekreation, friska landskap med intakt biologisk mångfald främjar friluftsliv som fiske, kanotpaddling, fågelskådning, naturpromenader (Figur 3).
- Biologiskt kulturarv i form av brukad mark och vatten som hyser stora natur- och kulturvärden.

Det kan vara uppenbart att kommersiellt viktiga fiskar eller fiskar som är föremål för sportfiske ger viktiga ekosystemtjänster. Sammanställningar visar också att till exempel stormusslor har många ekosystemtjänster, till exempel genom att filtrera vattnet från partiklar (biofiltration) (Vaughn 2017).

En stor global studie har studerat 24 olika områden på sex kontinenter och funnit att för två tredjedelar av dem var det samhällsekonomiska värdet av ekosystemtjänster i väl fungerande eller väl restaurerade områden större än vad som kunde tjänas ekonomiskt på att exploatera områdena (Bradbury m fl 2021). Framför allt gällde det skogsbruk där nyttan och värdet av lagring av kol översteg värdet av skogsbruk. Dessutom gällde samma resultat värdet av att bevara skog, våtmarker och naturliga flodfåror för att hindra översvämningar.

Vatten som kommersiell transportväg eller för vattenkraftutnyttjande anses inte vara beroende av det fungerande ekosystemet och har därför inte räknats in bland ekosystemtjänsterna.



Figur 3. Ekosystemtjänst som över 1 miljon svenskar årligen ägnar sig åt. Foto: Lars Häreblad.

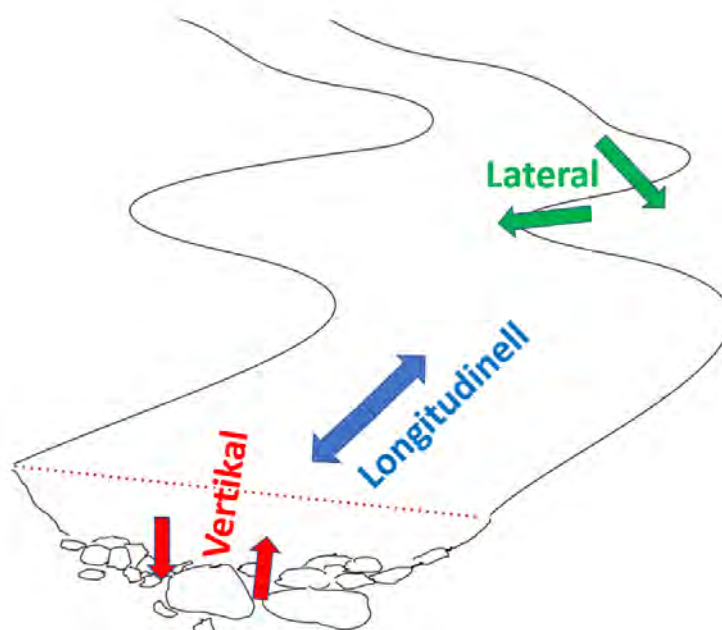
1.6 Konnektivitet

Man talar om grön eller, för de akvatiska miljöerna, **blå infrastruktur**. Det är ett **ekologiskt fungerande nätverk av livsmiljöer** (intakta strukturer och processer) som medger att biologisk mångfald bevaras. Samtidigt främjas viktiga ekosystemtjänster i hela landskapet. Det är alltså en vision där vi gett naturen så mycket utrymme som krävs för att bevara biologisk mångfald och där vårt eget utnyttjande av naturen sker på ett anpassat sätt.

Inom ett avrinningsområde är det mycket viktigt att konnektiviteten upprätthålls, det vill säga möjligheten för flöden, passiv spridning och vandringar mellan områden.

Man talar om konnektivitet longitudinellt, lateralt och vertikalt (Figur 4).

Longitudinell konnektivitet är möjligheten att färdas från mynningen till källorna eller vice versa utan hinder. Detta är mycket viktigt för många fiskars överlevnad, till exempel lax, samt för strandvegetationens spridning och artrikedom. Det har också varit viktig för människors rörlighet i landskapet, och är så än idag om man tänker på aktiviteter som kanotpaddling. **Lateral konnektivitet** är möjligheten att röra sig från huvudvattendraget ut i omgivande vattenlandskap, till exempel gäddors lekvandring till grunda laguner eller översvämmade vegetationsområden vid sidan av sjön eller vattendraget. I lateral konnektivitet ingår således kontakten med stranden och egentligen hela utbytet av ämnen och energi med omgivande mark. **Vertikal konnektivitet** handlar om möjligheten för framför allt ämnen (som syre) och smådjur att kunna röra sig upp och ned i bottenarna, i den **hyporheiska zonen**. Denna är tydligt utvecklad i moränvattendrag, medan den har mindre betydelse i slättlandsvattendrag (Neeson m fl 2015). Den vertikala konnektiviteten skapar alltså viktiga habitat där smådjur, unga musslor och fiskrom kan leva skyddat i bottenarna. Vertikal konnektivitet i sjöar innebär naturligtvis även förmågan till stora förflyttningar i djupled, till exempel som pungräka (*Mysis relicta*) eller siklöja genomför under dygnet i djupa sjöar.



Figur 4. De tre riktningarna för konnektivitet, längs med vattendraget (longitudinell), upp på svämplanet eller ut i biflöden (lateral) och ned i bottenarna (vertikal). Förlaga Carl Tamario.

1.7 Jämvikt, störning och resiliens

Vattenlandskapet är ett naturligt dynamiskt och föränderligt system. Liksom brand är en viktig **naturlig störning** i skogen är höglöden, isgång, stormfällan, jordskred, torka och bäverdämmen exempel på omvälvande processer som behövs för att upprätthålla strukturer och arter (Lake 2000, Lepori & Hjerdt 2006). Stränderna formas av både översvämningar och isgång, vilka ger erosion och materialavlagring, annars skulle de växa igen och habitatdiversiteten minska (Malm Renöfält m fl 2005). Återkommande översvämningar skapar dynamik och variation i strandzonens växtsamhällen. Den högsta mängden arter i strandzonen återfinns där det sker en måttlig naturlig störning genom översvämningar.

Variation och förändring är vardag i vattenlandskapet. Inte ens orört av människan, kommer vattenlandskapet att vara stabilt och oföränderligt. Det kan finnas tillfälliga jämviktstillstånd över korta perioder i naturliga system, men generellt råder dynamiska förhållanden. Många av människans förändringar av vattenlandskapet har gått ut på att ta bort variation och förhindra förändring. I restaureringsfilosofin bör därför naturlig variation (orsakad av naturlig störning) och att tillåta förändring vara en del av konceptet. Exempelvis erosion är en naturlig process som behövs för att vitalisera vattenlandskapet. Eroderade strandbrinkar med blottlagd sand kan vara viktiga habitat för till exempel skalbaggar, vildbin, backsvalor och kungsfiskare.

Onaturlig störning, det vill säga sådan som orsakas av människan, kan dock verka starkt negativt speciellt om flera störningar samverkar. Sådana **kumulativa effekter** uppstår genom att:

- störningar kommer så tätt i tiden att återhämtning ej sker,
- störningar överlappar varandra i rummet eller i tiden,
- genom samverkan mellan störningar kan kaskadeffekter uppstå, det vill säga summan av störningen blir större än de enskilda störningarna var för sig,
- störningarna orsakar en successiv eller abrupt övergång till ett annat jämviktsläge i ekosystemet.

Som restaurerare gäller det alltså att återintroducera förutsättningar för naturliga förändringar och de ekosystemtjänster som friska vatten kan ge samtidigt som de negativa störningar som människan initierar reduceras.

Ekosystemets, en arts eller en populations förmåga att motstå, övervinna eller återhämta sig från förändringar kallas **resiliens**. I den naturliga och opåverkade miljön är resiliensen störst. Av detta kommer också att restaureringsåtgärder som återför en miljö närmare ett opåverkat tillstånd ökar möjligheten till resiliens. Ju större habitat och desto mer individer i en art/population desto större är rimligen den genetiska mångfalden. Modern forskning visar vikten av att bevara den genetiska variationen hos arter/populationer för att öka resiliensen (Stange m fl 2021).

2. Tips för framgångsrika projekt

2.1 Generell arbetsgång

Genomförandet av ett restaureringsprojekt ser olika ut beroende på projektets storlek och beroende på vilka åtgärder som ska genomföras samt vilka typer av miljöer som är aktuella. Men det spelar också roll varifrån initiativet kommer. Även om flertalet projekt drivs av regionala myndigheter och kommuner är det inte ovanligt att initiativet kommer från lokala aktörer eller entreprenörer. De rekommendationer vi ger här gäller hela skalan, från stora restaureringsprojekt som ofta leds av länsstyrelserna, till småskaliga projekt utgående från lokala initiativ. Det betonas genomgående vikten av att se restaurering i en större skala, hela avrinningsområdet. Det innebär dock inte att enstaka mindre insatser saknar värde, många fina bäckar små...

Oavsett förutsättningarna finns vissa gemensamma drag för lyckade restaureringsprojekt. Primärt kan konstateras att genomförandet ofta bygger på samarbete mellan olika organisationer, myndigheter och enstaka personer. Att då ha **tydliga roller och gemensamma målsättningar**, samt en tydlig ansvarsfördelning är alltid grundläggande. Lyckade projekt brukar också vara de med god planering och etablerad **samverkan** mellan lokala aktörer och myndigheter innan åtgärder startar. Sådana projekt tar också väl hand om, och utvecklar, det stora engagemang som ofta finns i lokala vattenfrågor.

Lyckade projekt karakteriseras också av att det finns en **uthållighet** i arbetet. Varken Rom eller god ekologisk status byggs på en dag, eller ens ett år. Den negativa påverkan kan ha försiggått över hundra år och i stor rumslig omfattning. Då är det inte orimligt att även återställningsarbetet tar tid, ibland nästan lika lång tid. Till och med projektstarten kan vara en lång och nödvändig process. Att ena lokala intressenter och markägare tar tid, speciellt när projektet går på tvärs med lång tradition. Innan Danmarks största restaureringsprojekt, återmeandringen av Skjern å, kunde komma igång tog det 12 år att övertyga markägarna att arbetet skulle underlätta både för jordbruket och naturvården. Uthållighet och tålamod kan också behövas när man väntar på resultat. Förändringar till det bättre i vattenekosystem kan ta tid och det gäller att inte misströsta och börja med något annat i ett alltför tidigt skede.

De flesta restaureringsåtgärder kräver också tillsyn och skötsel. Restaurering blir därmed en form av **adaptiv förvaltning**, det vill säga där åtgärd, uppföljning och utvärdering följer varandra i cykler.

Tyvärr saknas ofta inventeringar av landskapet, påverkansanalys (avsnitt 7.5), bristanalys (avsnitt 7.6), inventering av flora, fauna och kulturmiljövården (kapitel 6). Projekt med ett fullgott **inventeringsunderlag** har förstås större chans att bli framgångsrika. Redan på denna nivå är det bra med en lokal förankring, till exempel genom att inkludera markägare och intresseorganisationer (lokal naturvård, hembygdsföreningar, fågelgrupper, fiskeklubbar, båtklubbar, kanotföreningar, fiskevårdsområden, floragrupper). Speciellt kunskapen om kulturmiljövården utmed och i vatten är oftast bristfällig och inventeringsunderlag saknas. I attraktiva vatten kan det lokala perspektivet behöva vidgas. Det kan finnas personer på många mils

avstånd som känner sig engagerade, speciellt gäller det när det finns intressen som fiske, fågelskådning eller kanotsport.

Slutligen kan konstateras att lyckade projekt är sådana där man använder **evidensbaserad eller beprövad kunskap och metodik**, men ändå är öppen för nya utmaningar och dokumenterar detta. Ett fundament är viljan att inse sina misstag, lära av dem och föra kunskapen vidare. Använd alltid vedertagna och säkerställda metoder, men låt inte rädslan att göra fel förlama arbetet. Vi vet idag tillräckligt mycket för att kunna arbeta vidare med tillförsikt, men fortsatt utveckling och inhämtning av kunskap behövs. Ett lyckat projekt uppnår inte bara åtgärds- och tillståndsmålen utan man dokumenterar även arbetet och effekterna så att metoderna och kunnandet utvecklas!

2.2 Lokal förankring

Restaureringsprojekt kräver möten med mark- och fiskerättsägare, men även kanske fiskevårdsområden, jaktvårdsområden, kommuner, naturskyddsföreningen, hembygdsföreningen, friluftsentreprenörer och andra intresseorganisationer. Vid denna lokala förankring i tidigt skede, som inte är lagstadgad, är det viktigt att bara presentera en idé om hur restaurering kan ske. Kom inte med helt färdiga lösningar, men har gärna förslag till förbättringar av tillståndet. Det finns kanske bättre idéer att ta till vara?

Viktigt att diskutera är:

- Vad är syftet med restaureringsåtgärden?
- Behövs och hur sker i så fall avvägning mellan olika intressen?
- Kan åtgärden, eventuellt efter enkla justeringar, gynna andra intressen?
- Påverkas kulturmiljövärden menligt, och hur kan detta undvikas? Kan kulturmiljövärdena till och med utvecklas?
- Vad tycker fiskerättsägare och fiskare, vad säger kanotister och fågelskådare...?
- Bör det vidtas enkla åtgärder som röjning av vegetation, byggandet av enkla broar eller annat för att göra området mer estetiskt tilltalande eller åtkomligt för besökande?
- Behövs informationsinsatser, till exempel i form av skyltar eller reportage i lokalpressen för att uppmärksamma arbetet?
- Vad blir de framtida konsekvenserna och av åtgärden?
- Finns det risk för att det går fel, i så fall hur?
- Hur ska den framtida skötseln organiseras?

Vid kontakter med lokalboende är det viktigt att vara lyhörd och försöka utbilda om ekologiska värden och behov av åtgärder istället för att diktera villkor. Försök leta fram bilder över området från förr som visar målet för restaureringsarbetet, alternativt används bilder från opåverkade vatten (målbilder) eller demonstrationsprojekt. Det är väldigt bra att ha nyckelhabitat, till exempel strömsträckor eller slingrande åar, eller arter som flaggskepp för projektet, exempelvis flodpärlmussla, svarthakedopping, större vattensalamander, utter, lax (Figur 5).



Figur 5. Flodpärlmusslan är en viktig så kallad flaggskeppsart, perfekt för att kommunicera vattenlandskapets värden och kulturhistoria. I och med att den kräver så mycket av sin miljö är den en väldigt bra indikator, vilket Lennart försöker förklara. Foto: Erik Degerman.

Lokalbefolkningen kan sedan länge vara van vid det tillstånd som råder vid till exempel en avsänkt sjö, en spegelblank damm eller den obrutna vattenyta som skapas i ett rensat vattendrag. Information om hur det opåverkade vattnet sett ut och de naturvärden och ekosystemtjänster som är kopplat till restaurering är då värdefulla. De som bor och verkar vid det aktuella vattnet är ofta stolta över sin lokala miljö. Försök ta vara på och stärka den inställningen. En fin vattenmiljö kan bli ännu bättre.

Det kan vara klokt att fundera över hur och med vem den första kontakten ska tas. Det finns markägare som har negativa erfarenheter och uppfattningar om annat som kommunen eller länsstyrelsen har företagit sig genom åren, och det kan spela roll för hur initiativet till restaurering tas emot. Ett lämpligt tillfälle att berätta för markägarna om planerna på att restaurera, kan vara på byalagets, hembygdsföreningens, naturkretsens eller fiskevårdsområdets årsmöte eller om föreningen bjuder in till extra möte öppet för allmänheten. Det är då föreningen som skriver inbjudan och dokumenterar på det sätt som passar dem. På mötet informeras exempelvis om vad som hittills gjorts i kommunen eller länet, och med bildspel visas positiva effekter som ökad tillgänglighet, bättre fiske och variationsrik natur. Ju förr lokalbefolkningens eventuella farhågor av skilda slag kläds i ord desto bättre, för då kan de bemötas. Först mot slutet av mötet ställs frågan om man kan gå vidare med projektering.

Alla kommer inte till ett sådant möte, men informationen sprider sig i bygden. Efter mötet är det klokt att personligen kontakta berörda markägare som inte var på mötet. Det absolut viktigaste i mötet med markägarna är att lyssna förutsättningslöst, och vara lyhörd för idéer och farhågor. Om det behövs bör man göra besök på plats och titta gemensamt på det de vill visa. Att skapa förtroende är viktigt, liksom att ta tillvara den lokala kunskapen.

I en del fall då markägaren är orolig för att man ska skada mark och skog med maskiner kan markägaren ofta ge uppgifter om gamla vägar man kan använda för att köra fram material och maskiner. I detta skede är det inte dags för skriftlig dokumentation. Det är först efter att ha hört och begrundat alla markägarnas argument som man återkommer med ett förslag som tar hänsyn till deras synpunkter. Detta förberedande arbete måste få ta den tid det tar. Man måste också kunna gå en medelväg eller enas om en kompromisslösning, och ibland backa helt. Som ett alternativ kan man per post skicka ut information om projektet. Fördelen är att folk får tid på sig att tänka över, nackdelen är att den lokala kunskapen sämre tas till vara. I idealfallet följs utskick av brev upp med telefonsamtal eller möten. I stora projekt har man ofta inget annat alternativ än att gå ut med information per post. I ”Miljöåterställningsprojekt Piteälven-Vindelälven” skickade man i Pite älvadal ut ett informationsbrev med svarskuvert och anhöll om skriftligt svar och tillstånd. Efter utskicket kom 50% tillbaka med tillstånd till åtgärderna. Efter påminnelse ytterligare 20%, och efter andra påminnelsen nästan alla. Man ringde till de sista. Av 111 berörda markägare skrev 109 på tillståndet att åtgärderna fick genomföras på deras mark och vatten. Där man inte skrev på gjordes inga åtgärder. Bland dem man hade kontakt med förutom markägare, kommuner och länsstyrelser kan nämnas fiskevårdsområden, forsränningsföretag, Naturskyddsföreningen, Försvaret och Svenska Kanotförbundet. I Vindelälven sköttes samråden med markägarna till största delen genom samrådsmöten med fiskevårdsområden och byarna. Orsaken till skillnader i förfarande mellan älvdalarna beror på att Vindelälvens dalgång är mer tätbefolkad. Vid restaurering i Öreälven 2018–19 inom projektet ”Reborn” fanns en speciell sportfiskegrupp med som fick lämna synpunkter på åtgärder, specifikt så att inte bra fiskeplatser påverkades negativt.

I projektet Triple lakes i Jämtland visade sig, lite överraskande, information via lokaltidningar vara den enskilt mest framgångsrika kontaktvägen med befolkningen i området. Artiklar om projektet, annonser om möten med mera spreds via lokalpressen.

För att öka den lokala förankringen är det bra att informera om åtgärderna med skyltar. Ytterligare acceptans erhålles om man gör åtgärderna åtkomliga genom att anlägga stigar till speciellt intressanta avsnitt, sätter upp en informationsskylt, ordnar en sittbänk och även tänker på dem som har rörelsehinder eller andra handikapp. Glöm inte att synlig- och tillgängliggöra kulturmiljöer som upptäcks under arbetet.

2.3 Samverkan

I ett avrinningsområde pågår ofta flera aktiviteter samtidigt som både gagnar och missgynnar den ekologiska statusen. Som en följd av implementeringen av EU:s ramdirektiv för vatten har man i vissa områden inrättat **Vattenråd** där olika intressenter och aktörer i ett avrinningsområde har möjlighet att utbyta information och erfarenheter – med fokus på att förbättra den ekologiska statusen. Internationellt har det varit en trend under lång tid att arbeta i olika lokala samverkansprojekt vid mer omfattande restaureringar. Det kan dels handla om samverkan mellan olika restaureringsprojekt (Zinko m fl 2014), men framför allt samverkan inom ett enskilt projekt. Det finns en utarbetad metod (SAM; Strategic Adaptive Management) som just bygger på samverkan mellan naturvårdare, forskare och lokala intressenter och

entreprenörer (Malm Renöfält m fl 2017). Det främsta svenska exemplet på en sådan process är arbetet med restaurering i Umeälven (Widén m fl 2016).

Den kanske viktigaste delen i samverkansprocessen är att lyssna och lära av varandra för att därigenom skapa förtroende.

När samverkan fallerar kan tyvärr konflikter uppstå, ofta på grund av dålig kommunikation. Det bästa är ofta att samverka redan i början av projektet. Att redan i inledningsskedet vara öppen med all information, försöka nå alla berörda lyssna på allvar och vara tydlig och respektfull är oerhört viktigt, kanske avgörande för framgång.

2.4 Landskapsperspektiv

Analogt med tanken att identifiera värdekärnor och värdetrakter (avsnitt 8.2) för att få en mer övergripande bild av sitt avrinningsområde och dess befintliga och potentiella värden, är det också viktigt att inte bara fokusera på åtgärdsområdet. Strävan bör alltid vara att knyta samman de ofta isolerade livsmiljöerna med värdefulla arter och populationer. All restaurering måste ske med ett **landskapsperspektiv** (Malm Renöfält m fl 2006), med beaktande av det ständiga samspelet mellan land och vatten, mellan olika vatten inom avrinningsområdet, mellan inland och kust. Lyckade projekt är sådana som utförts i ett sammanhang, i en **landskapsmässig sammanvägning** av vilka åtgärder som ska genomföras och vilka områden som ska undantas från åtgärder på grund av till exempel kulturmiljövärden. I de fall man bara åtgärdar små delområden eller i de fall stora störningar utanför vattenområdet inte kan åtgärdas bör man inte förvänta sig en direkt effekt av restaureringen. Finns vandringshinder som inte kan åtgärdas på andra platser, ned- eller uppströms, kanske åtgärderna bör avvakta.

Rent teoretiskt bör man börja med att återställa de naturliga processerna i omgivande landskap och kantzon (hydrologisk restaurering av landskapet samt etablering av en funktionell kantzon; kapitel 12–16) innan man koncentrerar sig på att skapa fria vandrings- och spridningsvägar och till slut genomföra biotopvård i form av återläggning av sten och död ved. I verkligheten tar detta tid och är oerhört komplicerat att få till stånd. Men det finns det flera exempel på det omvända där man börjat i den lilla skalan, till exempel med lekhabitat för fisk, och sedan fortsatt i större skala och upp på landbacken. Alla vägar bär till Rom!

2.5 Arbetsgång

Ett restaureringsprojekt består av en mängd olika delar eller delprojekt. I ett lokalt initiativ är processen enkel och okomplicerad. I större projekt tillkommer prioritering av vatten och åtgärder. Idealt är projektet då så stort att de omfattar hela delavrinningsområden. Ofta är det då en mosaik av flera olika av vatten (sel, forsar, tjärnar, sjöar, våtmarker) i sådana större restaureringsprojekt.

Prioritering (kapitel 8) sker på flera nivåer i ett restaureringsprojekt, och är en integrerad del i hela restaureringsprocessen. Initialt sker en övergripande prioritering på landskapsnivå – hur viktig är den här miljön för vattensystemet och går den att rehabilitera så att vi når den övergripande målbilden? Målbilden, liksom prioritering, kommer in på flera nivåer i arbetet. Den övergripande målbilden antas här vara att nå god ekologisk status, med livskraftiga populationer av naturligt förekommande arter

och med säkerställda ekosystemfunktioner. Detta liknar begreppet ”**Gynnsam bevarandestatus**” som används i EU:s Art- och habitatdirektiv. En naturtyp har en gynnsam bevarandestatus när utbredningsområdet är stabilt eller ökande, nödvändiga strukturer och funktioner finns samtidigt som förekommande arter har en bra status. Även om man inte får kvantitativa mått med begreppet så pekar det på vikten av att ekosystemets alla delar och funktioner som är nödvändiga för arten eller naturtypen ska finnas på plats.

Den målbild som projektet arbetar efter fastställs först efter en prioritering av vilket vattensystem eller del av vattensystemet som ska restaureras. Att sätta målbild är komplicerat, men kan underlättas av att jämföra med referensområden, gamla bilder eller kartor från förr eller helt enkelt litteratur för att se vad målarter kräver (kapitel 10).

Om projektet är av intresse att driva vidare bör motstående intressen och verksamheter, lokal förankring, möjliga fysiska åtgärder (verktygslåda) och kostnader beaktas. Därefter sker ånyo en prioritering i form av val av åtgärder, som nu väger in kostnader och lokala förhållanden. Åtgärderna kan naturligtvis variera inom objektet beroende på status, hydromorfologisk typ (se följande två kapitel) och bedömd nytta.

Något som oftast görs, men inte fästs på papper eller diskuteras öppet, är en **riskanalys** – vad kan gå snett med den typ av åtgärder som ska genomföras? Att resultatet kanske inte blir fullt ut som målbilden är en sak, men med riskanalys menar vi här att man funderar över vad som kan gå riktigt snett. Exempel på detta kan vara utläggning av död ved som driver iväg, skapar brötbildningar och orsakar översvämningar eller hindrar det rörliga friluftslivet. Vid åtgärder i jordbruksområden kan återställning av bottenstrukturer göra att vattnet bromsas så mycket att det blir översvämningar på produktiv åker vid extrema höglödessituationer. När man försöker etablera ekoflöden kanske det påverkade vattensystemet bara förändras till en annan typ av påverkat vattensystem med negativa konsekvenser för viktiga ekosystemtjänster eller verksamheter nedströms.

Är projektet fortsatt prioriterat efter en riskanalys och påföljande kostnadsanalys väljs lämpliga åtgärder och en projektplan upprättas. Uppföljning och genomförande bör vara intimt förknippade så att de genomförs parallellt. Med tiden kan en uppföljning av det fysiska habitatet övergå i en långsiktig övervakning av habitat, biologi och ekosystemtjänster som friluftsliv. Den initiala uppföljningen genomförs i regel bara under ett antal år för att kontrollera hur åtgärderna utfördes och om de gav varaktiga resultat (kapitel 11). Det kan handla om att fysiskt karakterisera substrat och strömförhållanden efter en flottledsrestaurering. Uppföljning av biologiska effekter måste i regel vara långvariga för att kunna ge säkra underlag. Sådan uppföljning bör fokuseras på viktiga arter eller på restaureringsåtgärder som är relativt oprövade. En utmaning i detta sammanhang är att ha möjlighet att samla in ”före-data” innan åtgärderna sätts igång. Vikten av att väl förbereda för uppföljning via bra underlag kan inte överskattas.

2.6 Arbetsmiljöplan

Vid mer omfattande arbeten är det lämpligt att ta fram en arbetsmiljöplan som säkerställer god säkerhet och miljötänkande parat med god effektivitet. I större

projekt så berör ett antal lagar arbetet. Nedan tänker vi oss att det är projekt ledda av Länsstyrelsen, men det kan förstås vara en annan ansvarig.

Enligt Arbetsmiljölagen (AML) kap 3 §6 ska den som låter utföra ett byggnads- eller anläggningsarbete (byggherre) utse Bas P (ansvarig för planering) och Bas U (ansvarig för utförande), samt enligt Byggnads- och anläggningsarbete (AFS 1999:3) ta fram en Arbetsmiljöplan (AMP), om förhandsanmälan §7 enligt punkt 1 krävs, eller att någon av arbeten i §12a utförs enligt punkt 2 nedan.

1. Förhandsanmälan

- om arbetet beräknas pågå under längre tid än 30 arbetsdagar och där mer än 20 personer vid något tillfälle sysselsätts samtidigt eller
- på vilka det totala antalet persondagar beräknas överstiga 500.

2. Arbeten enligt §12a

- risk för fall till lägre nivå där nivåskillnaden är två meter eller mer
- som innebär risk att begravas under jordmassor eller sjunka ned i lös mark.
- medför drunkningsrisk.
- plats eller område med passerande fordonstrafik.

Den enhet vid Länsstyrelsen (LST) som beställer arbetet är byggherre, samt har arbetsmiljöansvar för de arbeten som utförs, då LST leder och styr arbetets utförande blir de entreprenörer som anlitas ”inhyrd arbetskraft”, se AML kap 3 §12.

Enhet vid Länsstyrelsen (LST) är Bas P och Bas U:

LST utser företrädare med Bas P och Bas U med särskild kompetens för detta, samt arbetsledare och kontaktpersoner på plats. Det är byggherren (LST) som bedömer om arbetsmiljöledarna (BAS-P och BAS-U) har tillräcklig kompetens.

LST, som Bas-P, föreslår körvägar, vilka sträckor som ska åtgärdas, samt leder arbetet i vattendragen (BAS-U).

Arbetsmiljöplan (AMP)

Bas-P tar fram en arbetsmiljöplan vid projekt som uppfyller ovanstående lagkrav. Förutom kraven enligt punkt 2 ovan bör även arbetsberedning göras vid arbeten med släta hållar, för att undvika att maskiner kan glida och välta.

Bas-U ansvarar för att aktuell arbetsmiljöplan finns tillgänglig på plats, samt uppdaterar den vid ändringar och ser till att arbetsmiljön är säker på arbetsplatsen. Vidare kontrollerar BAS-U att maskiner har besiktningsintyg, säkerställer att maskinförarna har förstått riskerna och följer instruktioner i arbetsmiljöplanen.

Vid mindre omfattande arbeten är det lämpligt att ta fram en enklare arbetsmiljöplan som säkerställer god säkerhet och miljötänkande parat med god effektivitet, den kan innehålla:

- Syfte
- Organisation och ansvarsförhållanden
- Miljöaspekter
- Riskanalys
- Handlingsplan vid olycka
- Utbildning.

Övrigt

Det är viktigt att tillse att miljöaspekterna kommer med i arbetet, till exempel genom att kräva miljöklassade hydrauloljor och drivmedel för maskiner. Till respektive maskin bör det också finnas en oljesaneringsväska.

Säkerhetsaspekterna ligger egentligen utanför denna skrift. Vi vill bara betona vikten av att man följer en säkerhetsinstruktion med tydligt formulerat ansvar. Tillgång till förbandsutrustning och genomgången kurs i första hjälpen är generella krav. Likaså bör det finnas fungerande kommunikation (exempelvis mobiltelefon med täckning) tillgängligt.

Fältarbetet som innebär tunga lyft eller förflyttning av tunga saker bör inte ske av ensamma personer. När man använder grävmaskin får ingen uppehålla sig inom maskinens arbetsradie. Dessutom bör personal som leder grävmaskinen ha reflexväst och gärna hjälm. För kommunikation mellan arbetsledare och grävmaskinist är trådlös radioförbindelse att föredra, handkommunikation fungerar inte i större vattendrag. En van grävmaskinist kan ofta arbeta långa sträckor självständigt.

Ska man vada i vatten krävs, förutom vadarbyxor med kraftig och halkfri sula, ibland vadarskor försedda med stålhätta. Flytväst kan rekommenderas, men få brukar använda detta även om smidiga modeller finns numer.

När maskiner behöver röra sig på allmän eller enskild väg kan det vara bra att låna/hyra vägskyltar som varnar för att arbete pågår, eller att vägbanan kan bli slirig. Vill man tillfälligt stänga av en väg eller reducera hastigheten måste detta ansökas hos länsstyrelsen i god tid.

Manskapsbod

Det åligger entreprenören att personal har tillgång till manskapsbod. Se till att detta finns med vid upphandling.

Skydds rond

Skydds rond görs 1 gång per år tillsammans med skyddsombud.

2.7 Upphandling av entreprenör

De regelverk som gäller offentlig upphandling (Lagen om Offentlig Upphandling (1992:1528), LOU) ska naturligtvis användas om huvudmannen omfattas av den offentliga upphandlingsprincipen. Ofta är kommunerna bra på dessa rutiner och kan ge god hjälp. Det är inte så att lägsta priset behöver vara det alternativ som väljs vid upphandling, utan det ekonomiskt mest fördelaktiga utgående från givna kriterier. Utfallet beror således till stor del på hur underlaget är utformat. Om entreprenören har vana vid liknande arbeten är aspekter som definitivt bör vägas in tungt i upphandlingsunderlaget eftersom det gör att misstag undviks, arbetsledning förenklas och utförande säkerställs – dvs blir mer ekonomiskt fördelaktigt. Länsstyrelser med mer omfattande restaureringsverksamhet upprättar i regel ramavtal där tydliga krav ställs på utförarna.

2.8 Förberedelser innan konkret åtgärd

- Kontrollera med kommun och kraftföretag att inga dagvatten- eller avloppsledningar samt jordkablar eller luftledningar ligger i vägen för tänkta åtgärder.
- Sker åtgärden intill allmän väg eller järnväg ska Trafikverket kontaktas.
- I enskilda fall kan det krävas en hydroteknisk undersökning eller bedömning för att se till att intilliggande fastigheter inte berörs av dammutrivning, återställning av vattendragsfärör eller nya våtmarker.
- Kontakta markägare, grannar, kommunekolog och länsstyrelsen tidigt i planeringen. Kontakta också eventuella markavvattningsföretag, fiskerättsägare, fiskevårdsområdesföreningar, lokala natur- och kulturvårdsföreningar (avsnitt 2.2). Tänk på att i dagens sociala landskap är inte det "lokala" bara de som bor i närheten utan även de som deltar i sociala nätverk kopplat till området. Den lokala gruppen kan vara stor och utspridd!
- Begär tillstånd för åtgärden hos länsstyrelsen, eventuellt Mark- och miljödomstol (kapitel 9).
- Upprätta vid behov **naturvårdsavtal/nyttjanderättsavtal** med markägare. Syftet är att säkerställa restaureringsåtgärden över lång tid, vanligen 50 år. Markägarna kan få viss ekonomisk ersättning för de begränsningar i nyttjandet av till exempel strandskog som uppstår, men ibland sluts avtal utan ersättning för att långsiktigt säkerställa hänsynen. Äganderätten till marken eller jakt- och fiskerättigheter påverkas inte. Lämpligen inskrivs avtalen i Fastighetsregistret eftersom marken kan komma att säljas. Då omfattas den nya ägaren av avtalet. Markersättningen bör regleras och summan inrapporteras till skattemyndigheten.



Figur 6. Naturvårdsavtal för kantzonen utmed Brevensån vid Biskopskvarn. Ett känt vinterhåll för strömstare. Foto: Erik Degerman.

- Bestäm **målbild**. I större objekt kan man även identifiera ett eller flera uppföljbara mål (kapitel 10 om **indikatorer** och **referensvärden**). Bestäm om någon **uppföljning** ska ske (kapitel 11).

2.9 Punktvís recept för framgång

Det finns en omfattande internationell litteratur med redovisningar av enskilda restaureringsprojekt eller samlade utvärderingar av flera projekt (Palmer m fl 2014, Feld m fl 2011, Schmutz m fl 2013, Wortley m fl 2013, Malm Renöfält m fl 2017, Sandin m fl 2017). I de olika inledande avsnitten i denna sammanställning ges information om olika komponenter som krävs för ett lyckat projekt. Övergripande gäller att:

- Restaurering bör ses i ett avrinningsområdesperspektiv, men lokala insatser kan vara av stort värde.
- Restaurering måste ske i rätt skala, en skala som överensstämmer med skalan på påverkan respektive med skalan på vattendraget. Är för stor sedimenttillförsel problemet (Figur 7) hjälper det bara kortsiktigt att öka vattenhastigheten på en sträcka. Åtgärden bör kompletteras med att finna källan/orsaken till den förhöjda sedimenttransporten och åtgärda.



Figur 7. När åkermark utmed vatten ligger bar vid snösmältning förs ofta stora mängder sediment och närsalter ut till ytvattnen. Det är knappast lönt att satsa på åtgärder för strömlevande arter utan att också åtgärda detta problem. Foto: Erik Degerman.

- Helhetssynen på restaurering inbegriper inte bara avrinningsområdet i sin helhet utan även nyttjare och berörda av alla aspekter (Heldt m fl 2016).
- Fundamentalt för framgångsrika projekt är att de förankrats hos allmänheten i en öppen process (Wohl m fl 2015).
- Glöm inte att beakta det rörliga friluftslivet. Anlägg leder, beakta behoven hos fritidsfiskare och kanotister.
- Sätt gärna upp informationstavlor och försök få artiklar i lokal press och i sociala media
- Varje restaureringsprojekt och -objekt är unikt. Det finns flera exempel på hur samma typ av åtgärder gett varierande svar beroende på deras omfattning och lokala förhållanden.

- En grundlig undersökning av status och påverkan i ett landskapsperspektiv är viktig innan större åtgärder inleds (Roni m fl 2018).
- Beskrivning av enbart ekologisk status (avsnitt 7.1) är ofta otillräcklig för att utforma åtgärder.
- Om den ekologiska statusen är otillräcklig bör en påverkansanalys genomföras för att se vad som stressar ekosystemet (avsnitt 7.5).
- Som en del i ett helhetstänkande bör även en bristanalys upprättas (avsnitt 7.6). Vilka habitat, processer och arter har funnits förr i området och är starkt missgynnade idag? Bristanalysen bör primärt ske på avrinningsområdesnivå. I bristanalysen bör inte bara situationen för avrinningsområdet beaktas, utan även situationen för rödlistade arter – en klassning som sker på nationell nivå.
- Parallellt bör man identifiera referensvatten eller målbilder (kapitel 10). Målbilden ska sättas tidigt i projektet så att en bra uppföljning kan utformas (Pander & Geist 2016). Det ska betonas att historiska målbilder kan vara omöjliga att uppnå på grund av storskaliga förändringar i samhället och ekosystemet (Brown m fl 2018), och att ekosystemet kan vara stadd i förändring på grund av klimatförändringar (Harris m fl 2006). En historisk målbild ska därför vara en vägledning, inte ett absolut mål.
- Det första som måste genomföras är att generellt minska extern stress på vattensystemet (Ripl & Eiselová 2010). Annars blir restaureringseffekten kortlivad och inte kostnadseffektiv. Olika former av stress kan vara tillförsel av närsalter och sediment (Figur 7), avsaknad av funktionella kantzoner, vattenreglering och –uttag eller bristande konnektivitet (Verdonschot 2009).
- Eftersom våra vatten utsätts för multipel stress både från mark- och vattenutnyttjande krävs generellt flera olika restaureringsåtgärder för att nå målet (Cook m fl 2015). Detta beaktas i begreppet flottledsrestaurering där inte bara återställning av de stora strukturerna i vattendraget sker (biotopvård), utan även åtgärder i biflöden, svämplan och kantzon (Nilsson 2007).
- Påverkan är ofta komplex. Valet av åtgärder kräver därför omfattande planering, men själva genomförandet av åtgärderna behöver för den sakens skull inte vara komplext.
- Biologisk mångfald utgörs av arter, strukturer och processer. Arterna och strukturerna (habitat) beaktas ofta, men inte den viktiga tredje komponenten. Mycket av dagens restaurering har fokuserat på vandringshinder och habitat, väldigt lite på de processer som ytterst formar vattensystemet. Det naturliga vattenflödet och dess variation över året producerar ett otal ekosystemtjänster som inte kan återskapas enbart av en fiskväg eller utläggning av lekgrus.
- Vid prioritering inom ett avrinningsområde är det viktigt att identifiera bristhabitat, värdekärnor och värdetrakter (avsnitt 8.2). Ofta kan det vara bra att först stärka upp dessa och sedan arbeta vidare i landskapet med restaurerade habitat och populationer nära in på det område som därefter åtgärdas.

- Forskningsprojekten Ekoliv (Sandin m fl 2017) och Priokliv (Malm Renöfält m fl 2017) rekommenderar att man först åtgärdar flödes- och kontinuitetproblem (organismerers fria spridning). Det senare om kritiska habitat för arter finns kvar, men inte kan nås på grund av hindrande strukturer i vattendragen. Först därefter görs habitatförbättrande åtgärder.
- Punktinsatser löper stor risk att ha kortvarig, begränsad framgång och endast påverka enstaka arter (Verdonschot 2009, Friberg m fl 2016).
- Genomförda storskaliga restaureringsinsatser avrinningsområdesvis har också visat sig bli mycket kostnadseffektivare än många små projekt (Neeson m fl 2015). Många punktinsatser som sker samordnat kan dock ge storskaliga önskade effekter (Neeson m fl 2015).
- Analogt med ovan har samordning mellan restaureringsprojekt visat sig kunna ge stor nytta, vilket till exempel visats när Trafikverkets EU Life-projekt ”Remibar” åtgärdat vägtrummor i samarbete med stora älvrestaureringsprojekt i Väster- och Norrbotten.
- Det kan konstateras att många projekt inte når de uppsatta målen fullt ut (Schmutz m fl 2013), men de flesta projekt når någon form av framgång och inga betraktas som rena misslyckanden (Sandin m fl 2017).
- I en genomgång av 410 restaureringsprojekt som rapporterats till databasen Åtgärder i Vatten framkom att 92% bedömdes ha varit framgångsrika utgående från respons hos målartern (Sandin m fl 2017). Det var i huvudsak fisk, bottendjur och vegetation som använts som målarter/indikatorer.
- I akvatisk restaureringsekologi har ledstjärnan förr varit att en återställd naturlig habitatdiversitet ger en naturlig flora och fauna. Successivt har man insett att konceptet med att ”restaurera den fysiska miljön så återkoloniserar rätt arter” inte alltid stämmer (Wohl m fl 2015), speciellt gäller detta när det är långa avstånd till de områden som hyser målarter.
- Åtgärder som utförs nära eller i anslutning till områden med intakta populationer av målarter har större chans att snabbt nå framgång (Helsen m fl 2013, Ray & Collinge 2014). Från Reform-projektet anges som en grovtumregel att rekolonisationskällor för fisk bör ligga inom 5 km och för bottendjur 1 – 5 km (Geist & Hawkins 2016).
- Detta sammanfaller också med insikten av restaureringsprojekt har störst möjlighet att lyckas i miljöer som inte är gravt påverkade (Pander & Geist 2016).
- Naturlig variation i omgivningsparametrar som vattenföring, temperatur och vattenstånd är en fundamental egenskap hos ekosystem och får inte elimineras utan ska vara en hjälp i restaureringsarbetet.
- En klok strategi vid restaurering är att arbeta med de naturliga processerna så långt möjligt. Björk (2010a & 2014) påpekar vikten av att låta naturlig erosion från isrörelser erodera sjöstränder för att få bort överdriven utbredning av vegetation och förhindra stränder från att bli organogena, dvs fulla av multnande växtmaterial.
- De flesta restaureringsprojekt är inte så stora och har inte en sådan dokumentation av förhållanden före, av åtgärder och förhållanden efteråt att

de kan användas direkt i en vetenskaplig utvärdering. Därmed förlorar vi på sätt och vis möjligheten att lära av misstagen och dra nytta av framgångarna (Palmer m fl 2005), men även enklare uppföljning från ett flertal projekt kan ge en god bild över hur framgångsrik en åtgärd är (Sandin m fl 2017).

Slutligen kan konstateras att lyckade projekt är sådana där man använder evidensbaserad eller beprövad kunskap och metodik, men ändå är öppen för nya utmaningar och dokumenterar detta. Ett fundament är viljan att inse sina misstag, lära av dem och föra kunskapen vidare. Använd alltid vedertagna och säkerställda metoder, men låt inte rädslan att göra fel förlama arbetet. Varje vatten är unikt, med en unik historia. Vi vet idag tillräckligt mycket för att kunna arbeta vidare med tillförsikt, men fortsatt utveckling och inhämtning av kunskap behövs. Ett lyckat projekt uppnår inte bara åtgärds- och tillståndsmålen utan man dokumenterar även arbetet och effekterna så att metoderna och kunnandet utvecklas!

3. Vattenlandskapet

3.1 Vattnet i landskapet

- Världens sötvatten upptar bara ca 1% av jordens yta, men innehåller 9,5% av alla kända djurarter (Dudgeon 2010).
- Av Sveriges yta utgörs idag hela 20 % av olika typer av sötvattensmiljöer (sjöar, vattendrag och våtmarker).
- I Sverige finns det cirka 90 000 sjöar med en areal på minst 10 000 kvadratmeter (1 hektar). Drar man gränsen vid 0,1 hektar så finns det cirka 230 000 sjöar i Sverige. Räknar man in små sjöar, tjärnar och gölar med cirka 100 kvadratmeters yta (10*10 m) eller mer så har antalet skattats vara nära 500 000.
- Skattningar i NILS-projektet (Esseen m fl 2004, Glömskär m fl 2007) anger att längden vattendrag i Sverige kan vara cirka 640 000 km, medan senare skattningar landar på 530 000 km (Bishop m fl 2008). Därtill kommer sedan cirka 890 000 km diken (Esseen m fl 2004). Dikeslängden är alltså längre än vattendragslängden!
- Myrar utgör cirka 6 miljoner hektar. Av den samlade arealen myr i landet har 10–15% ansetts dikningspåverkad (Christensen m fl 2008), men modernare sammanställningar indikerar inemot 20%.

Avrinningsområdet är det centrala begreppet i vattenlandskapet.

Avrinningsområdet begränsas av olika vattendelare (berg, åsar) som fördelar nederbörden och avrinningen. Avrinningsområden finns i flera skalor, från den lilla bäckens avrinningsområde till älvens avrinningsområde, där bäckens område utgör en liten del. Överst i avrinningsområdet finns källflödena som efter hand som de flyter samman bildar ett allt större vattendrag, från bäck till å till älv. Från källflödena ned till mynningen i havet byter vattendraget successivt skepnad efter hand som det blir bredare och har lägre lutning. Vattendrag och sjöar är en produkt av avrinningsområdet, som styr såväl ekologiska, hydrologiska som geomorfologiska processer. Vattendraget är avrinningsområdets spegel (Hynes 1975), all markanvändning återspeglas i vattenflöden och -kvalitet.

Hela landskapet, vattendraget och dess dalgång, styrs av tre processer som interagerar; vattenflödet, erosion och kantzonen (Vesipa m fl 2017). Detta är ett dynamiskt system där också slumpvisa förändringar sker på grund av väder och mänsklig påverkan.

De flesta känner till de klassiska bilderna av vattnets storskaliga kretslopp, från avdunstning och nederbörd till avrinning ytligt och nere i marken (grundvatten) med slutmålet i sjöar och hav. Cirka hälften av nederbörden avdunstar direkt, en del lagras i mark- och grundvattenmagasin och återstoden avrinner ytligt. Hela dynamiken drivs av solenergi och gravitation. Ur grundvattenmagasinen avrinner kontinuerligt en viss mängd vatten som dyker upp som ytvatten på lägre nivåer. Detta ständiga utflöde skapar ett **basflöde**, en viss miniminivå av vatten som alltid brukar strömma i vattendragen. Ofta uppstår denna situation när det under en tid inte har fallit

nederbörd i avrinningsområdet. **Basflödet brukar vara i närheten eller strax över medellågvattenföringen (MLQ; se nedan)** (Kling 2015).

Under vegetationsperioden tar växterna hand om en del av nederbörden samtidigt som avdunstningen är större. Mindre vattenvolymer infiltreras då eller avrinner. Vid perioder med hög infiltration ned till grundvatten kommer extra grundvatten att komma ut i vattendragen. Ovanpå detta kommer sedan ytlig avrinning i de övre markskikten. Denna är störst vid snösmältning och på hösten. Man kan grovt skilja på **högflöden** som orsakas av snöavsmältning (vårflod) och högflöden som drivs av kraftiga regn (stormflöden). Lågflödesperioder domineras av grundvatten (basflödet). Lågflöden förekommer på senvintern och högsommaren. Sammantaget bidrar detta till årsdynamiken i vattenföringen.

- Årets medelvattenföring brukar betecknas MQ, där M står för medel och Q för flöde.
- Den normala lågvattenföringen betecknas MLQ (MedelLåg-Q). Den representerar medelvärdet för lägsta registrerade vattenföring under året för en längre tidsserie.
- Den normala årliga högvattenföringen kallas MHQ (MedelHög-Q). Den representerar medelvärdet för högsta registrerade vattenföring under året för en längre tidsserie.
- De lägsta och högsta uppmätta flödena i en längre tidsserie betecknas LLQ (LägstaLåg-Q) respektive HHQ (HögstaHög-Q).



Figur 8. Måttlig vårflod i Vindelälven juni 2020. Notera de bevarade långa kilstensmurarna från flottningsepoken utmed den bortre stranden. Foto: Erik Degerman.

Lågvattennivån begränsar ofta den biologiska produktionen. Årligen återkommande lågvattenföringar (och därmed sänkta vattenhastigheter och minskad ”våt” yta) sätter gränsen för vattenvegetation, smådjur och fisk. Mellan de nivåer som skapas av MLQ och MHQ börjar i regel strandens vegetation, medan träd brukar växa ovanför

MHQ. Medan lågflödena ofta bestämmer gränserna för vattenlivet så är det stormflödena som för med sig mest närsalter och sediment.

3.2 Vattenhastighet

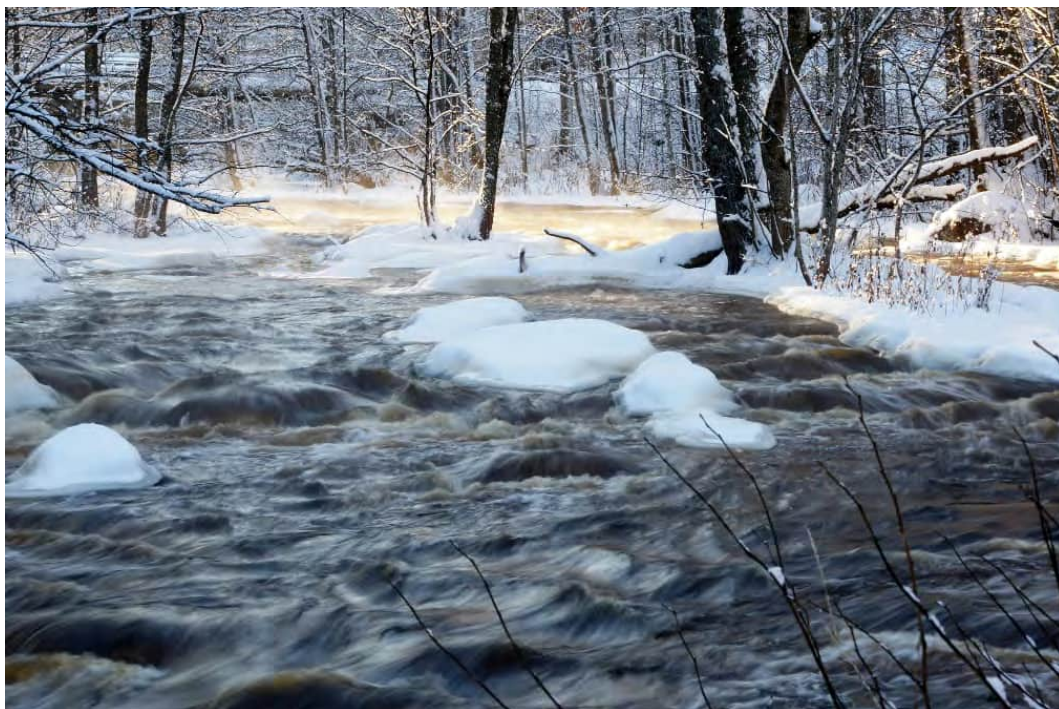
Vattnet har en lägesenergi och en rörelseenergi. Vattnets hastighet bestäms av gravitation (som alltid har ett fixt värde) och friktion (som varierar). Den senare faktorn är en effekt av hur stränder och bottnar bromsar vattnets framfart. Ju brantare vattendraget lutar, desto större blir effekten av gravitation. Generellt ökar ett vattendrags vattenhastighet på grund av att vattendragets blir större. Därmed minskar nämligen friktionen mot stränder och bottnar och huvuddelen av vattenmassan flyter på relativt obehindrat. Men fullt så enkelt är det inte eftersom nedströms dämmen, förträngningar eller flacka partier kan bromsa vattenmassan uppströms hindret.

Man brukar skilja på olika typer av strömningstillstånd. I rinnande vatten är det oftast en **turbulent strömning**, vattnet rör sig till synes oordnat och utbyte sker av syre och andra ämnen mellan olika vattenlager. Vid en **laminär strömning** flyter olika vattenlager parallellt över varandra och ämnestransporten blir begränsad. Laminär strömning bildas vid lägre vattenhastighet och släta bottnar. Hydrologer brukar beräkna något som heter Reynolds tal för att bestämma vilket strömningstillstånd som råder. Vid värden under 2000 är strömningen vanligen laminär (Andersson m fl 2008), vilket normalt ska undvikas vid restaurering i vattendrags strömmande partier.

Vattenhastigheten i naturliga vattendrag överstiger i regel ej 3 m/s, men i fria vattenfall har hastigheter upp till 8 m/s uppmätts. Vattenhastigheter på 3 m/s gör det i princip omöjligt att vada över ett vattendrag med knädjupt vatten. Vattenhastigheten är en viktig komponent i habitatet hos vattenlevande växter och djur. Det finns många strömvattenspecialister, arter som nyttjar vattenströmmen som skydd mot predatorer, syresättare och framför allt för dess transport av födopartiklar och förmåga att hålla undan fint sediment från bottnarna.

Hög vattenhastighet kan medföra problem för akvatiska djur. I lugnvatten och sjöar fryser isen sakta till och lägger sig överst. I snabbt strömmande, turbulent vatten finns det mer energi på grund av vattenrörelsen och vattnet kan till och med bli underkyllt, det vill säga strax under 0 °C. Små iskristaller börjar bildas i vattnet runt mikroskopiska partiklar som fin lera. Dessa små iskärnor börjar sedan fästa på stränder och på botten så att **bottenis** (kravis) bildas. Fortsätter det vara kallt och vattnet är starkt strömmande bildas **issörpa**, vattnet är då en enda sörja av iskristaller och isflockar. Så fort denna issörpa kommer till lugnare vatten bildas rejäl is på bottnar och egentligen överallt där det går. Ibland blir denna isbildning så kraftig att vattnet söker sig nya färör. Stora sel i de norrländska älvarna kan ha metertjock sörpbildning i sina övre delar. Ofta bildar denna sörpa inte en fast isskorpa utan en lösare massa.

Efterhand som vintern fortskrider bildas is på ytan och bottenisen försvinner successivt. Kravis bildas ofta långt från sjöar i vattendrag (Hoffsten 2003) och frekventare i reglerade älvar än i oreglerade (Lappea 1951). Ibland händer det att kravis uppstår nattetid och försvinner påföljande dag. Motåtgärder tas upp i avsnitt om biotopvård, men handlar främst om att bromsa vattnet och tillföra stora strukturer som når ytan. Då kan isen bildas ytnära istället (Figur 9).



Figur 9. I Svartån, Örebro län, är bottenarna varierade och vattenhastigheten dämpas samtidigt som stora strukturer bryter vattenytan. Här bildas inte kravis. Foto: Erik Degerman.

3.3 Erosion

Vattenhastigheten strukturerar och sorterar bottensedimenten. De tre stora geomorfologiska processer i landskapet som styrs av vattenflödet är **erosion, transport och deposition**. Erosion i vattendrag är när botten- och strandmaterial sätts i rörelse av strömmande vatten. I branta vattendrag kan erosionen av stränder och strandbrinkar vara betydande om vattendraget har hög lutning och kraftiga höglöden (Figur 10).



Figur 10. De eroderade strandbrinkarna (lokalt kallade remmarna) utmed Laxbäcken, Västerbotten, visar på ett aktivt vattendrag som ständigt söker sig nya vägar i landskapet. Frågan för restaureraren är om detta är naturligt? Foto: Micke Strömberg.

Materialet som lösgörs transporteras rullande eller svävande nedströms och deponeras till slut på botten när vattenhastigheten inte längre förmår transportera materialet (sedimentation). Väldigt grovt kan sägas att vattendrag har en övre zon med erosion, ett mellanområde med transport och längre ned sker sedimentation. De stora älvarna för mycket sediment ut till havet. SMHI beräknar att Luleälven ett normalår transporterar 32 000 ton sediment ut till Bottenviken.

Vattendrag kan sägas vara system för transport av vatten, sediment, närsalter och organiskt material nedströms. Det finns ett intimt samband mellan mängden vatten och mängden sediment som transporteras. Förenklat kan det uttryckas som:

$$\text{Sedimentmängd} * \text{Partikelstorlek} = \text{Vattenflöde} * \text{Lutning}$$

Ju finare partiklar, större flöde eller kraftigare lutning desto mer sediment kan transporteras. Vattendraget kan sägas vara i jämvikt eller stabilt om alla de fyra storheterna är i balans. Sedimenttransporten har dock ökat med en faktor 100 i norra Europas floder (Ripl & Wolter 2005) som en följd av människans ökade påverkan av markerna genom jordbruk och skogsbruk. Detta innebär att vattendragen fått anpassa balansen mellan sediment och flöde. Om mer sediment kommer in i vattendraget från avrinningsområdet vid en given partikelstorlek och flöde måste egentligen lutningen öka, det vill säga att vattnets eroderande kraft ökar för att åstadkomma detta.

När man rätar ett vattendrag får vattnet en kortare rinnsträcka för samma fallhöjd. Det innebär att lutningen ökar. Som en följd kommer sedimentmängd i vattnet och/eller dess partikelstorlek att öka. Dessa samband blir tydligast i **alluviala** vattendrag, vattendrag med finkornigare sediment där vattenflödet själv bygger upp bottenarna med material det transporterar. Vattendrag i moränmarker kan inte alltid öka transporten av älveget material på grund av partiklarnas storlek/tyngd.

Vattendrag kan sägas vara stabila i sin form om erosion och deposition av sediment är låg och konstant. Det syns ofta som att erosion av stränderna är ringa, få sedimentbankar finns i fåran och de som finns är vegetationsbeklädda. Vidare brukar gamla kulvertar och andra strukturer i sådana vattendrag bibehålla sin nivå – inga kulvertar mynnar i luften.

I vattendrag med finkorniga bottenar och stark erosion brukar svämplanet vara terrasserat (övergivna tidigare strandbrinkar), trädrötter i strandbrinken exponerade, träden lutar in mot fåran, fåran är smal och djup, bottenarna är armerade (stenarna har kittat sig samman) och landväxter saknas nära vattnet. I vattendrag med hög deposition av sediment råder inte heller stabila förhållanden. Kulvertar och andra strukturer begravs i sand, sandbankar växer och flyttas, tillrinnande vattendrags mynnningar begravs i sediment och bottenstrukturer är likartat över stora områden. Ge noga akt på dessa tecken på vattendragets stabilitet. Stor försiktighet anbefalls med strukturer i stabila system som har hög diversitet, medan strukturer kan utformas specifikt för att angripa problemen med onaturligt förhöjd erosion respektive deposition.



Figur 11. Klammersbäcken, Skåne, vid lågvatten. På grund av att landskapet uppströms är utdikad är höglöden häftiga och orsakar erosion av stränderna. Trädrötterna är exponerade och en del träd börjar luta ut över vattendraget. Foto: Erik Degerman.

Förändrade flödesnivåer under året kan ge antingen erosion eller sedimentation på samma plats. Många habitat förändras därför starkt under säsongen. Det naturliga vattendraget är en ständig mosaik av skiftande påverkan, en miljö fjärran från det kanaliserade och strypta vattendraget.

Normalt behöver man inte i restaureringsprojekt gå in på mer avancerade hydrauliska beräkningar. Ofta är det dock av intresse att se vilka bottenmaterial som kan ligga kvar på en viss plats (Figur 12). Genom att mäta eller skatta den högsta vattenhastigheten under året (eller längre period) är det möjligt att grovt skatta vilka substrat som är stabila på en viss plats. Men ofta ser man hur förhållandena är genom att studera befintligt bottensubstrat.



Figur 12. Små substrat ligger kvar i skydd av större. Vänster bild: i den restaurerade nedre delen av Gullspångsälven. Vattenströmmen går från övre höger sida mot nedre vänster sida. Höger bild: uppströms Karås kraftverk i Svartälven. Foto: Erik Degerman.

Mannings ekvation

Mannings ekvation är en enkel modell för att beräkna sambandet mellan flöde, vattenhastighet och djupförhållanden. Den utvecklades för vattendrag med konstant lutning och flöde. Metoden ska därför användas med försiktighet.

$$V = (R^{2/3} * S^{1/2})/n$$

Ekvation 1

Där V är vattenhastighet i m/s, S är vattendragets lutning (i %, 5% används i ekvationen som 0,05), R är den hydrauliska radien i meter och n är Mannings koefficient. Den beror av hur slät eller ojämn botten är. Den hydrauliska radien är i princip lika med medeldjupet. Den bestäms mer exakt genom att dividera bottenlängden med tvärsnittsytan av vattendraget.

Föreslagna värden på Mannings n

Stora floder (>30 m breda)	0,02–0,033
Små vattendrag; släta med lite vegetation	0,03–0,035
Små vattendrag, mycket vegetation	0,035–0,05
Små vattendrag, mycket död ved, lite vegetation	0,05–0,07
Små vattendrag, sten och grus få block	0,04–0,05
Små vattendrag, mycket block	0,05–0,07

Eftersom vattenhastigheten är en funktion av tvärsnittsarean (A, m²) och flödet (Q, m³/s) kan flödet beräknas ur ekvationen:

$$Q = (A * R^{2/3} * S^{1/2})/n$$

Ekvation 2

Det finns färdiga program att ladda ner för många hydrologiska beräkningar. De flesta program är dock från USA och har inte alltid det metriska systemet.

Vilka substrat är stabila?

Utgående från substratets storlek (diameter i mm) och högsta förväntade vattenhastigheten (m/s) kan man mycket grovt beräkna risken att bottarna blir rörliga. Kritisk vattenhastighet (V_c), som mäts i meter per sekund, är den hastighet då botten substratet börjar rubbas. V_c och substratstorlek (D) kan relateras enligt:

$$V_c = 0,158 * D^{0,494}$$

Detta innebär följande:

Substratstorlek (mm)	Kritisk vattenhastighet (m/s)
10	0,5
20	0,7
30	0,8
40	1,0
50	1,1
60	1,2
70	1,3
80	1,4
90	1,5
100	1,5
150	1,9
200	2,2
250	2,4
300	2,6
350	2,9
400	3,0
450	3,2
500	3,4
750	4,2
1000	4,8

3.4 Våtmarker

Den nederbörd som faller över land kommer att bilda våra sötvatten, men allt vatten som faller blir inte ytvatten, en del avdunstar och en del tränger ner i marken. Till slut når det åter "ytan" på lägre höjd och bildar då **utströmningsområden**, källor, vattendrag och sjöar. Vissa utströmningsområden är mer eller mindre permanenta, till exempel källor, medan andra bara fungerar som utströmningsområden vid hög grundvattennivå (Figur 13).

Det råder ofta en begreppsförvirring om våtmarker. **Våtmark** är ett vitt begrepp och omfattar all mark med vatten i eller nära markytan (Löfroth 1991, Björk 2010b). En våtmark är således ett område där vatten en stor del av året finns nära under, i eller strax över markytan. Ofta är minst hälften av växtarterna hydrofila (fuktälskande). Vid nedbrytning kan växterna ge upphov till torvbildning, men inte alltid. Våtmarker anses internationellt även inbegripa grunda sjöar, vattendrag och stränder, det vill säga ett vidare begrepp än det gängse svenska. Här särskiljer vi sjöar, vattendrag och fastmarkstränder från övriga våtmarker.



Figur 13. Temporärt utströmningsområde vid stranden av Härkan, Jämtland. Foto: Erik Degerman.

Man har identifierat 47 olika typer av våtmarker i Sverige, som står med att störst variation av våtmarker inom EU (Gunnarsson & Löfroth 2009). En grov indelning kan ske i högmossar, öppna mossar och kärr, palsmyrar, rikkärr, sumpskog, källor och källkärr. De tre sistnämnda uppträder vattennära och är därmed i fokus här. De är alla olika typer av utströmningsområden. Viktiga våtmarker finns också i strandzonen längs våra kuster. Speciellt i Östersjön där landhöjningen gör sig påmind skapas först allt mer isolerade trösklade vikar (**flador**) som successivt blir små kustgölar (**glosjöar**). I många fall finns det igenväxande kanaler/bäckar som förbinder dem med kusten, åtminstone vid högvatten. De utgör då viktiga lek- och uppväxtområden för många sötvattensarter i kustzonen, till exempel gädda.

Begreppet **myr** omfattar våtmarker som är aktivt torvbildande, det vill säga där döda växter inte förruttnar helt på grund av de syrefria förhållandena i myren. Detta innebär att **torv** bildas av förmultnade växter. Myrar kan i sin tur indelas i kärr och mossar. En **mosse** är en våtmark vars vatten kommer enbart från nederbörd på mossen. Mossarna påverkas således inte av omgivande vattenlandskap. Därför är mossarna oftast näringsfattiga och har ett naturligt lågt pH. Torvskiktet ökar vanligen inte med mer än 0,5–1 mm per år. Genom årtusendena har dock flera mossar börjat höja sig över omgivningen på grund av torvbildningen.

Kärr får vatten tillfört från omgivande marker. Beroende på jord- och bergarter i området kan kärren vara näringsfattiga (fattigkärr) till näringsrika (rikkärr). Fattigkärr finns ofta på hårdvittrad berggrund av till exempel granit eller gnejs. Bottenskiktet i fattigkärren domineras av vitmossor (*Sphagnum*) och man ser ofta tuvull i fältskiktet. I områden med basisk berggrund finns rikkärr. Bottenskiktet domineras av brunmossor (exempelvis *Scorpidium*) och kalkkrävande orkidéer är vanliga, till exempel flugblomster. Övergångsformer mellan fattig- och rikkärr är också vanliga, så kallade intermediära kärr. Kärr indelas ibland också efter hur mycket de lutar; topogena kärr (plana eller med lutning lägre än 3%), soligena kärr (lutar upp till 8%) samt backkärr (lutar ännu mer).

Blandmyrar är områden med en mosaik av kärr och mossar (Figur 14). De är vanliga i mellersta och norra Sverige. Det är ofta svårt att se skillnad mellan en mosse och en blandmyr, men den senare har kärrinslag och mossevegetationen är ofta knuten till ”torrare” strängar.



Figur 14. En typisk blandmyr från Värmland. Foto: Erik Degerman.

Frånsett dessa våtmarkstyper förekommer också **källor** (Figur 15) och **fuktängar**. De senare kräver vanligen någon form av hävd annars växer de igen till sumpskogar.



Figur 15. Här kommer Ögnakällan, Örebro län, fram ur marken. Vattnet är kallt året runt, håller ungefär 7°C, och därför kallas dessa grundvattenutflöden ofta kallkällor. De är förstås känsliga för åtgärder i sitt avrinningsområde. Att vattnet inte fryser och samtidigt har så bra kvalitet gör att en specialiserad flora och fauna förekommer. Foto: Erik Degerman.

3.5 Temporära vatten

Temporära vatten är små, stillastående vatten som periodvis torkar ut. De saknar ytliga tillflöden och fylls på av grundvatten (som källor, utströmningsområden eller väten på allvarmark) eller via nederbörd (pölar, hållkar). De kan förekomma i de mesta skilda miljöer, från ängsmarker till berg i dagen, bara det finns en fördjupning som håller kvar vattnet temporärt. Denna manual fokuserar inte på temporära vatten. Vi hänvisar istället till ”Åtgärdsprogrammet för temporära vatten” (Hertonsson m fl 2019).

3.6 Stränder

Stranden är området längs vatten som påverkas av regelbundna översvämningar, det vill säga området mellan låg- och högvattenlinjen. Stranden är bryggan mellan land och vatten, en artrik och produktiv övergångszon mellan ekosystem, en **ekoton**. Den präglas av balansen mellan torka och översvämning, erosion och sedimentation. Strandzonen kännetecknas därför av att vara ett mycket föränderligt system, med både snabba förändringar över tid och med stor naturlig variation. Mänskliga försök att kontrollera flöden i vattendrag resulterar i en minskad utbredning av stranden och minskad variation i strandzonen.

Stränderna kan indelas i strandsumpskog, strandäng, minerogena stränder, mader samt områden med vattenvegetation. **Maden** är den våta delen av stranden som vanligen är blöt större delen av året. Därmed kan viss torvbildning ske. Här dominerar vegetationen ofta av starr (*Carex*), andra halvgräs och blomväxter som kärrsilja. **Strandängen** eller **svämplanet** ligger högre upp och påverkas normalt endast vid högvatten (Figur 16). Ofta är svämplanet relativt plana, men kan ha en något högre vall vattendragsnära, en **levé**, eftersom mest sediment avsätts här. Vegetationen är vanligen av högörtstyp (till exempel smörblomma) och olika ris (pors eller viden). I regel saknas träd, istället dominerar gräs (tuvtåtel) och högorter på torrare ställen och starr i blötare partier. Svämplanet har en mängd viktiga funktioner, främst att vara livsmiljö för ett antal arter (groddjur, stork, rödbena, brushane, tofsvipa, storspov, enkelbeckasin med många fler), men också genom förmågan att kvarhålla sediment, organiskt material, närsalter och vatten. Om vattendraget gräver sig djupare eller flyttar sig i sidled övergår svämplanet till en **terrass**, ett område som inte återkommande översvämmas.

Att få högflöden i kontakt med svämplanet är mycket viktigt i restaureringsarbetet, inte bara för att få den naturliga störning som behövs för naturlig fauna och flora, men också för att få en balanserad hydrologi där vattenflödet interagerar med och bromsas av landmiljön.



Figur 16. Svämplan vid Nittälven i oktober 2020. Huvudfåran löper i en lång meanderbåge. Vattendraget har nedströms forspartier där vattnet bromsas, vilket skapar översvämningar. Förr var detta viktiga områden för skörd av starr och olika högrörter. Foto: Erik Degerman.

Naturvårdsverket (2003a) definierar **sumpskog** som våtmark med träd som har en medelhöjd av minst 3 meter och där krontäckningsgraden är minst 30%, men andra definitioner finns. I denna manual avses främst trädbevuxen våtmark på eller i direkt anslutning till stranden. **Strandsumpskog** översvämmas regelbundet och vanliga trädslag är al, glasbjörk och viden (Figur 17). Sumpskogar utvecklas ofta utmed oreglerade vattendrag, speciellt när vattenflödet ska passera förbi en förträngning så att det bromsas upp och svämmas över.



Figur 17. Alsumpskog som tidvis översvämmas. Foto: Erik Degerman.

Generellt kan man säga att strandzonen är smalast i de mindre vattendragen. I små skogsvattendrag kan strandzonens omfattning vara svår att se för det otränade ögat, framför allt på näringsfattig mark. Skogen står ofta alldeles inpå vattendraget och strandzonen markeras bara av inslag av viden eller smala högrötsängar. Strandzonens bredd kan vara under en meter. Svämplanet i skogsvattendragen är ofta vanlig blåbärsskog, som klarar den tillfälliga översvämningen. Längs större vattendrag utbildas ofta en tydligare strandzon på grund av återkommande översvämningar. Strandzonen kan då vara tiotals upp till hundratal meter i oreglerade större älvar. Små sjöar med stort avrinningsområde kan också ha stora variationer i vattennivå, och därmed en bred strandzon.

3.7 Sjöar

Sjöar brukar definieras som stilla ytvatten med en yta på minst en hektar (100*100 m). Mindre vattensamlingar med stillastående vatten benämns här **småvatten** (tjärnar och gölar). De flesta svenska sjöar har bildats genom glaciala processer. Sveriges berggrund domineras av hårt berg med ett tunt moräntäcke. Isrörelser har av detta skapat ett kuperat landskap med mycket sjöar.

Inlandsisen har lämnat efter sig **morändämda sjöar** eller eroderat lämpliga svackor i landskapet. Genom kemisk utlösning i kalksten kan sjöar även bildas i karstområden (kalkberggrund). En sjö kan även bildas och uppstå vid jordbävningar och vulkanisk aktivitet genom att jordskorpan och landområden veckas. Djupa sjöar skapades efter kraftiga **förkastningar** eller förskjutningar i jordskorpan. Vättern är en förkastningssjö som uppstod för cirka 40–50 miljoner år sedan och bildas av två förkastningar där mellanpartiet sjunkit. Även meteoritnedslag kan bilda sjöar, **meteoritsjöar**, och de mest kända i Sverige är Siljan i Dalarna och Mien i Småland.

Episodiska eller efemära sjöar är sådana som kan bildas kortvarigt efter häftiga regn eller vid snösmältning. De utgör ofta utströmningsområden där ytligt mark- och grundvatten kommer i dagen vid höga grundvattennivåer. Typiska exempel kan vara våtar i våra kalkområden på Gotland och Öland.

Sjöar utan synligt utlopp kallas för **avloppslösa sjöar**. De är ovanliga i Sverige men kan förekomma som grundvattenförsedda sjöar där både till- och avrinning sker via grundvattnet och där nederbörd och avdunstning också påverkar vattenombytet. Vanligen utgörs denna sjötyp av mindre sjöar i dödisgropar eller i **åsgropsjöar**. Mindre sjöar, småvatten, i skogslandskapet benämns ofta **tjörn**, medan mindre vattensamlingar på en mosse benämns **gölar**. **Konstgjorda sjöar** som består av uppdämda vattenreservoarer i älvdalar och vattensystem kallas för **dammar**. Trots att vi har många dammar i Sverige består endast en liten andel av vårt sjölandskap av konstgjorda sjöar jämfört med många andra länder i Europa.

Fluviala processer kan skapa sjöar till exempel när meandrande åar bildar **korvsjöar**. Ett vattendrags naturliga dynamik eller tillstånd kan innebära att vattendrag flyttar sig över tiden i sidled allt eftersom sediment och eroderande processer fortgår. Naturligt uppstår korvsjöar i anslutning till meandrande vattendrag och på så sätt skapas nya mindre sjöar över tiden.

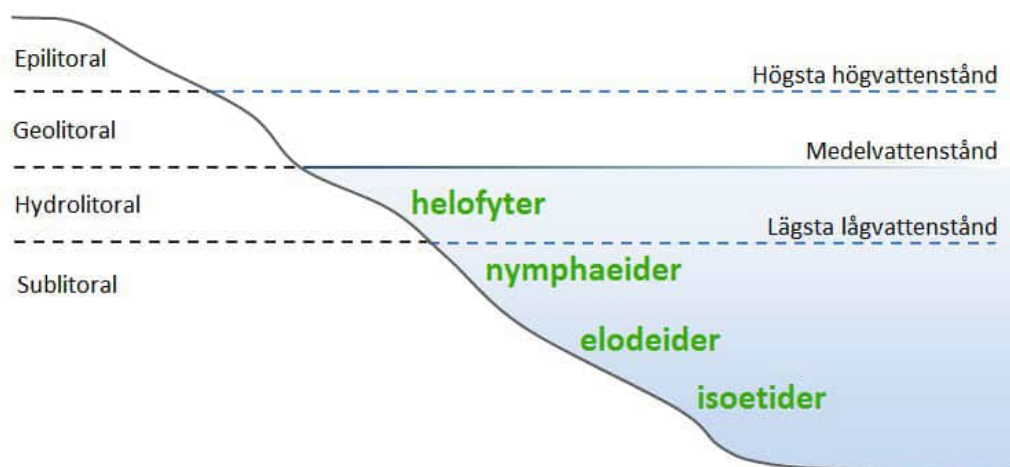
Sjöar utgör en framträdande del i vårt unga vattenlandskap och flera processer inom sjöarna påverkar vattensystemet. Den viktigaste processen är kanske att utgöra ett

sedimentationsbäcken. Partiklar som förs med tillrinnande vatten sedimenterar och ett klarare vatten lämnar sjön. Samtidigt kan sjöarna även rena vattnet från närsalter. Successivt åldras sjöarna och en del av dem försvinner. Detta beror av att sjöarnas grundas upp av tillförda sediment varpå vegetation breder ut sig. Sjöar är generellt ett stabilare system än vattendrag och hyser ofta konkurrensstarka fiskarter. Dessa arter kan påverka faunan i angränsande vattendrag påtagligt.

Sommartid utgör sjöar vattenmagasin som samlar på sig värme och håller värmen långt in på hösten. Vattendrag nedströms en sjö är signifikant varmare än uppströms.

Vattenvegetationen i sjöar styrs främst av ljusklimat, vågerosion och näringstillgång, men givetvis inverkar också bottensubstrat och betning från ryggradslösa djur, fågel (gäss, svanar) och till och med enstaka fiskar (sarv, sällsynt mört). Sjöar och mindre vattensamlingar med starkt utvecklad vegetation utgör ett viktigt habitat för många fåglar. Sjöarnas och lugnare vattendrags vegetationsbälten har ofta en djupzonering från vassar, via flytbladsväxter till undervattensväxter (Figur 18). Dessa miljöer har en artrik fågel- och bottenfauna. Vegetationsbältena kan också utgöra viktiga lekområden för fisk och groddjur.

I restaureringsarbetet är det ofta sjöns omsättningstid och näringsnivå som avgör typen av åtgärd. Närsaltstillgången i vattnet används ofta för att kategorisera sjöar. Näringsfattiga, så kallade, **klarvattensjöar** går att återfinna bland urbergens sprickdalar i mellersta och södra Sverige samt i moränrika dalar i fjällen och Norrlands inland. Dessa sjöar har ofta en ganska sparsam vegetationsutbredning och ofta magra skogs- och hällmarker i avrinningsområdet. Ju längre uppehållstid (avsnitt 4.2) vattnet har i sjön, desto klarare blir vattnet. När sjöns omsättningstid är kortare (typiskt under ett halvår) och avrinningsområdet har en del myrmark som bidrar till att bäckvatten och sjöar högt upp i avrinningsområdet ofta är naturligt sura och tefärgade på grund av de humusämnen som lakas ut i källområdena och transporteras ut i sjöarna, **brunvattensjöar**. Myrgölar utgör en särtyp av dessa bruna och sjöar eftersom de är rika på fosfor bundet i humusämnen, men extremt kvävefattiga.



Figur 18. En typisk zonering av vegetationen i en strandzon (efter Sjörs 1971, Pokorný & Björk 2010). I eutrofa sjöar försvinner ofta isoetiderna (kortschnittsväxterna på botten) och elodeiderna (långskottsväxter som *Myriophyllum*), medan *nymphaeider* (flytbladsväxter) och *helofyter* (vassar) gynnas. Illustration: Carl Tamario.

Näringsrika sjöar finns främst under högsta kustlinjen i slättlandskapen och utmed kusterna. Tillrinningsområdena är ofta relativt stora och flacka och består till stor del av rika lerjordar och jordbruksmark. Växtligheten i sjöarna är omfattande då vattnet i denna del av landskapet tillförts en hel del närsalter (Figur 19).



Figur 19. Till vänster: En typisk näringsfattig "Lobelia-sjö" där notblomster (en isoetid) är en karaktärsart. Tack vare det klara vattnet kan blomman ha sina blad i en rosett nere på botten. Solljuset når ned. Till höger: I näringsrikare vatten är vattnet grumligare av växtplankton. Där måste växterna upp till ytan för att få tillräckligt med solljus. Den uppstickande växten heter hästsvans (elodeid) som här växer med blad av gul näckros och flytande andmat (nymphaeider). Foto: Erik Degerman.

Indelningen av sjöar kan också ske utifrån dominerande växtsamhällen. Kralngssjöar särskiljs ofta som en egen sjötyp i det internationella naturvårdsarbetet. De är relativt näringsfattiga, men utmärks av att de är kalkrika, grunda, klara och har bentiska kralngar (släktena *Chara*, räfsa, och *Nitellopsis*, slinke) samt ofta kalkkrävande mossor (släktet *Scorpidium*). Kralngssjöarna ligger ofta i jordbruksområden och påverkas både av sjösänkning av övergödning. När en kralngsjö övergöds så kommer inte att dominera vattenvegetationen, det blir en "natesjö".

3.8 Vattendrag

Vattendrag är delar i vattensystemet med en ofta förnimbar nedströms riktad rörelse i vattenmassan. Vattenhastigheten i ett vattendrag beror naturligtvis främst av lutningen. Oavsett lutningen kan man dock ofta observera att hastigheten ökar successivt nedströms i landskapet för att sedan vara konstant. Hastighetsökningen beror på att vattendraget blir större och betydelsen av friktionen mot botten och stränder därvid minskar, medan volymen ökar. Bromsningen mot botten och stränder i vattendrag bestämmer nämligen tillsammans med lutningen vattnets hastighet (avsnitt 3.2). I stora vattendrag blir bromsningen mot botten försumbar i förhållande till den stora vattenvolymen. Bromsningen beror också av substrattyp (kornstorlek) och förekomsten av växter. Även meandring, det vill säga när vattnet får ett slingrigt lopp, bromsar hastigheten.

Vattendrag är dynamiska system som över tid strävar efter jämvikt vid rådande förhållanden. Vid en viss vattenföring, lutning, jordtäckning och omgivande stränders vegetationstäckning finns för varje delsträcka ett visst tillstånd som vattendraget söker sig tillbaka till genom en mängd samverkande processer. När vi ändrar markanvändning och vattenföring rubbas jämvikten och vattendraget kan anta nya former. Det är viktigt att inse att något fixt jämviktstillstånd inte finns utan att förändringar sker naturligt över tid, till exempel på grund av förändringar i markanvändning, väder och klimat.

Det finns ett antal nyckelprocesser som skapar habitat och styr miljön. Viktigast av dessa är vattenflödet som kan karakteriseras utgående från dess mängd, hastighet, variation och tidpunkt för olika flöden ("timing"). Flödet i sin tur styr många andra processer, till exempel erosion och sedimenttransport samt isdynamik. Vid restaurering är det viktigt att identifiera **bestämmande sektioner**, det vill säga trösklar eller förträngningar som dämmer vattnet uppströms, och där nivån på vattnet nedströms ej påverkar flödet. River man ut eller dämmer över en bestämmande sektion kan sträckans hydromorfologi påverkas radikalt.

De flesta vattendrag är små. Mer än 80% av alla vattendrag är smala och kortare än 10 km. Vattendrag är i sina övre delar ofta branta och vattnets eroderande kraft gör att bottnarna består av grövre material, grus, sten och block. Vattendraget är terrasserat på sin väg nedströms, korta lugnsträckor byter av med forsnackar och strömsträckor. Terrasserna tar hand om den stora lägesenergin i vattnet. Tillsammans med lågt liggande översvämningssområden och bifåror som kvarhåller vatten vid höglöden utgör vattendraget ett energiutjämnningssystem och ett vattenmagasin som dämpar flödesvariationerna. Därmed minskar också erosionen av vattendragets kanter. Ett naturligt vattendrag är troligen det mest effektiva sättet att dämpa den geomorfologiska energin i vattnet, men samtidigt är det utrymmeskrävande. Meandringen sker i brantare vattendrag till stor del vertikalt (grunda och djupa områden omväxlar). Efterhand nedströms minskar lutningen vilket minskar vattnets lägesenergi och finare partiklar faller ut och utgör bottnar. Vattendraget kallas här **alluvialt**, det vill säga att det för med sig det substrat som bygger upp bottnar och floddal. Meandringen sker nu även mer uttalat i sidled och skapar ett ringlande vatten. Utmed dessa avsnitt utbildas ett bredare svämplan.

När det gäller **alluviala vattendrag**, vatten med finkorniga sediment - till exempel i slättlandskapet, är det ofta ett återkommande högflöde som formar vattendragets morfologi, speciellt fårans utseende och svämplan. Detta högflöde brukar återkomma varje till vart tredje år.

Även om jordarterna övervägande är finkorniga finns det i nästan alla slättlandsområden större strukturer som grus, sten och block i jordarna. Dessa brukar "vandrar upp" till ytan efter jordbearbetning, frysning och nederbörd (Figur 20). I samma landskap ansamlas dessa strukturer på botten av vattendragen genom att finare material förs bort om vattendragets botten lutar något. Det blir en anrikning av grövre material i kortare partier som lutar. Ofta bildar dessa partier bestämmande sektioner.



Figur 20. Vanlig jordbruksmark med de grövre substrat som ansamlas i ytan visar att även i slättlandskap kan det finnas grus och sten. Foto: Erik Degerman.

Meandring finns i två led, lateralt (tvärs strömriktningen) respektive vertikalt (upp och ned). I brantare avsnitt i moränmark är den laterala meandringen mindre uttalad, dels för att gravitationen bidrar till att skapa en rakare fåra, dels för att grövre substrat är motståndskraftigare mot erosion. Meandringen blir istället sekvenser av grunda strömsträckor och djupare höljor (pool-riffle), speciellt om bottarna domineras av fraktioner mellan 2 – 256 mm. Längre ned i vattendraget vidgas det, blir djupare och lutningen minskar. Bottensubstratet blir mer finkornigt och vattendraget kan själv bära med sig de partiklar som utgör det dominerande bottensubstratet (alluviala vattendrag) (Figur 21, 22). Här börjar den laterala meandringen bli mer uttalad, till exempel i jordbrukslandskapet. Alltjämt finns dock en vertikal meandring kvar. Genom att mäta vattendragets längd i mittfåran och jämföra med längden fågelvägen från övre till nedre del kan **sinuositeten** (graden av meandring) beräknas. Värdet över 1,5 kännetecknar meandrande system (Gordon m fl 2004).

$$\text{Sinuositet} = \text{Fiskvägen} / \text{Fågelvägen}$$



Figur 21. Sävån, biflöde till Göta älv, slingrar sig fram (meandrar) i den nedre delen av sitt lopp uppströms Göteborg. I ytterkurvorna gräver sig vattendraget djupare medan sediment avsätts i innersvängarna. Utläggning av större mängder sten eller död ved kan påverka strömbilden och skapa oönskad erosion. Alla sådana åtgärder måste ske med eftertanke – hur blir strömbilden? - skapas översvämning över förväntan? Foto: Erik Degerman.



Figur 22. I flackare partier av Vålån, Jämtland, kan vattendraget börja meandra, medan det både upp och nedströms vid brantare lutning mer styrs av terrängformationer och får ett rakare lopp. Foto: Micke Sundberg.

I en meanderkurva flyter vattnet i ytan mer till kurvans yttre sväng (se mer i kapitel 22). Detta medför att vattennivån i kurvans yttre del är något högre än i den inre delen. För att kompensera detta strömmar vatten på vattendragets botten från ytter- till innersväng. Denna ström tillsammans med vattnets övervägande nedströms rörelse skapar ett spiralflöde i fåran. **Spiralflödet** forslar finare sediment från ytter- till innersväng. I innersvängen kan sandbankar bildas, större ju bredare vattendraget är i förhållande till djupet.

I områden med lägre lutning, lätt eroderbara stränder, stora mängder transporterat grövre material och stora skillnader i vattenförlust kan **kvillområden** utbildas. I regel börjar de med att en långsgående sand/grusås anläggs i vattendraget när flödet sjunker. När dessa nya delfårar på detta sätt blir smalare ökar vattenhastigheten och stranderosionen. Då vidgas åter fårorna och ny sedimentation av en sand- eller grusås kan ske. Mönstret upprepas och till slut finns ett kvillområde.

Deltaområden finns i regel där vattendrag med stora mängder transporterat sediment kommer ut i lugnare miljöer som sjöar. Indalsälven, Umeälven och Klarälven har stora deltan i sina nedre delar, men deltan finns också nedströms mindre älvar som Handölan i Ånnsjön, Jämtland, och Faxälven ovanför Sollefteå. Deltaområden utgör liksom svämplanet och kantzonen ett viktigt habitat och ett filter för närsalter och sediment.

4. Hydromorfologisk karakterisering

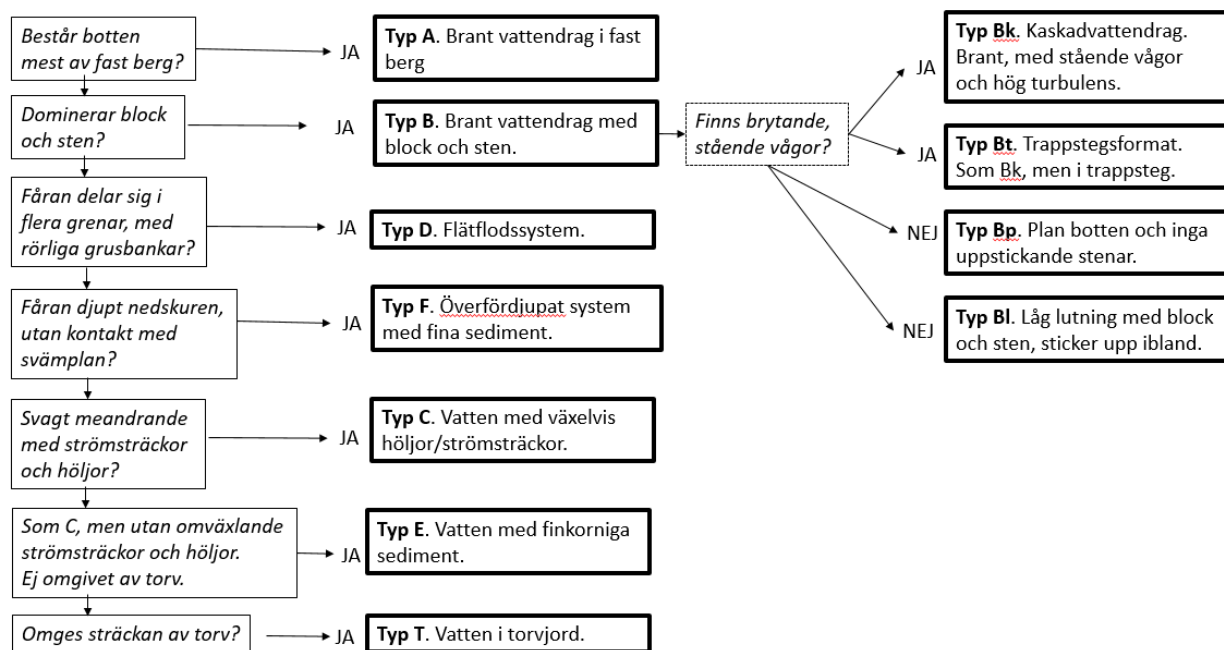
4.1 Karakterisering av vattendrag

Vid all restaurering är det viktigt att förstå de processer i landskapet som ger upphov till förhållandena på den aktuella platsen (Rosgen 1998, 2011). Restaurering utan att beakta och försöka förstå de naturliga förutsättningarna kan ge oönskade resultat. Den hydromorfologiska indelningen kan vara en hjälp, även om den är grov och teoretisk. Hydromorfologisk karakterisering har dock lett till en överdriven tro på att detta kan ge direkt underlag till utformning av restaurering (Wilson m fl 2020). Den strikta karakteriseringen i olika fixa tillstånd har också kritiserats därför att den inte beaktar att vattensystem oftast befinner sig i successiva dynamiska jämviktstillstånd (Palmer m fl 2005) och att sikta alltför mycket på att återskapa en enda fåra istället för flera fåror (Kondolf 2006). Förändrad markanvändning, ändrat nederbördsmonster, vegetationsutveckling, sjöars åldrande och andra skeenden kan göra att förutsättningarna för flöden och fåror successivt förändras.

Den karakterisering för **vattendrag** som presenteras baseras i skrivande stund på en sammanställning av Johan Kling (Havs- och vattenmyndigheten) och förtydliganden av Peter Gustafsson (Streams & Lakes Consulting AB) i manualen till undersökningstypen ”Biotopkartering” samt i undersökningstypen ”Lokalbeskrivning”. Dessa återfinns på Havs- och vattenmyndighetens hemsida. Karakteriseringen ska ses som ett hjälpmedel vid restaurering, inte en målbild.

Sträckor i ett vattendrag kan teoretiskt indelas i hydromorfologiska typer. Dessa bestäms främst av vattendragets lutning och förekommande jordarter (Figur 23). Ofta kan flygfoto och kartor (jordarter, lutningar, fårans form) ge en fingervisning om vilken typ som föreligger. Vår typindelning är dock grov och förenklad. Därför krävs detaljkunskap från fält för att förstå vattensystemet.

I grundtyp A (Brant vattendrag i fast berg) dominerar erosion. I riktigt branta partier kan vattenfall och kraftiga forsar förekomma och där kan en mer eller mindre permanent **forsdimma** finnas (Figur 24). Forsdimman kan ge bra möjligheter för en specialiserad lav- och mossflora, till exempel lunglav och hårig skrovellav. Den påverkan som skett kan vara rensning så att större strukturer tidigare sprängts bort, ofta för att underlätta flottning av timmer. Det är nästan ogörligt att återföra material. Fokus bör mer ligga på att se till att flödet från uppströms områden är så naturligt som möjligt. Svämplanet är ofta svagt utvecklat eller saknas i den branta terrängen. Vattendraget ligger ofta ganska fixt i sitt läge, det vill säga meandrar inte och fåran flyttas sällan. I mjukare bergarter (kalksten, sandsten) kan vattenfall successivt vandra uppströms, men det är en mycket långsam process.



Figur 23. Hydromorfologiska vattendragstyper efter Johan Kling och Peter Gustafsson.



Figur 24. Ristafallen (14 m fallhöjd) i Indalsälven skapar den ständiga forsdimma som gynnar många skyddsvärda mossor och lavar. Ett typiskt vattendrag av typen A – brant vattendrag i fast berg. Foto: Erik Degerman.

Branta vattendrag med sten och block (grundtyp B) och stående vågor förekommer ofta i de övre delarna av avrinningsområdet. Med branta avses ofta lutningar på över 2%. Överstiger lutningen 4% brukar vattendragstypen övergå i ett kaskadvattendrag. Vattendraget kan också övergå i ett trappstegsvattendrag vid lutningar uppemot 20%. Trappstegen bildas ofta av större sten och block, men även död ved kan bygga upp dem. I så branta partier saknas ofta höljor, eller de är i alla fall mycket begränsade. Sten och block skapar en varierad botten med turbulent vatten. Ofta sticker större sten och block upp över vattenytan och

bidrar ytterligare till det turbulenta flödet. Inte ens vid extrema högflöden sker omfattande översvämningar av omgivande marker, och svämplanet är svagt utvecklat. Vid dessa högflöden flyttar sig grus och mindre sten ofta nedströms. Detta är således dynamiska system. Erosionen har en märkbar effekt på bottensubstratet och om tillgången på sand, grus och grövre sediment begränsas genom till exempel en damm uppströms kan morfologiska förändringar ske successivt. Denna typ av vatten är ofta påverkade av rensningar och kanaliseringar. De stora stenarna och blocken skapade förr möjligheter för grus att förekomma då det kunde ligga kvar i "strömlä" (Figur 12). Ska man återskapa grushabitat krävs att stenar och block finns kvar (eller kan tillföras) och kvarhåller gruset. Utläggning av död ved, eller hellre naturlig tillförsel av ved från en restaurerad kantzon, kan kvarhålla finare sediment som grus lokalt, men bildar sällan långvariga strukturer.



Figur 25. Trappstegsforsarna i Kultsjöån, nära Saxnäs i Västerbotten, representerar ett brant vattendrag av grundtypen B. Foto: Erik Degerman.

Branta vattendrag med sten och block (grundtyp B) utan stående vågor (med jämt strömmande vatten) förekommer vid lägre lutning, typiskt 0,5–3%. Man kan skilja på dem med mer eller mindre jämn botten av sten och dem med ett mer varierat bottensubstrat. Den förra typen, vattendrag med planbottenfåra, förekommer i området med sorterat material, morän eller isälvsmaterial, och kan

ge intryck av att vara rensat på större strukturer. Inga eller få stenar/block sticker upp över ytan. Genom att titta i omgivande landskap kan man bedöma om en rensning verkar ha skett – ligger sten och block upplyft på stränderna, verkar det förekomma större block naturligt utspritt i terrängen? Saknas sådana stenar och block ska man inte tillföra större strukturer, fränsett grov död ved. Botten brukar vara armerad med en ”stenpäl” och finare fraktioner ligger begravt under grövre. I sådana miljöer har man vid restaurering tagit bort stenspälens och exponerat gruset för att gynna laxfiskars reproduktion. Varaktigheten av sådana åtgärder blir kortvarig om man inte förstärker lekplatserna med grövre sten och block (kapitel 25). Därmed kan man avvika från den naturliga vattendragstypen och en avvägning bör ske. Detta eftersom denna vattendragstyp ofta övergår i typen B1 (Figur 23). Eftersom det är relativt branta vattendrag så är svämplanet svagt utvecklat. Sedimenttransporten av finare material (upp till grus och mindre sten) kan vara ganska omfattande, men bryts lätt om dammar anläggs upp- eller nedströms.

Av vattendrag med varierande höljor och strömpartier (Typ C, Vatten med växelvis höljor och strömsträckor; ”riffle-pool-system”) finns två varianter, dels vattendrag med växelvis hölja och strömsträcka utefter vattendraget (transversellt riffle-pool-system), eller varianten där höljor och strömpartier finns omväxlande på vardera sidan. Ofta övergår dessa varianter i varandra, men den senare typen kräver ofta lite högre lutning (typiskt 0,2–2%). Här är också botten substratet grövre, sten och block, än i vatten med växelvis höljor och strömpartier.

I vatten av typ C finns en komplex dynamik med erosion i strömpartier och deposition i höljor. Höglöden och nedfallande träd bidrar till dynamiken. Strömpartierna är ofta **bestämmande sektioner**, det vill säga trösklar som reglerar vattennivån uppströms. Svämplanet är väl utbildat och aktivt. Störningar syns lätt i typen med de finare substraten. De kan ha eroderad strandbrink och är sedimenttransporten förhöjd kan små öar av finsediment bildas mitt i vattendraget. Restaureringsåtgärder kan lätt störa den naturliga dynamiken. Vattenreglering har i regel grav negativ påverkan. Restaurering i dessa miljöer får ofelbart konsekvenser för fårans form.

Vattendrag med flera parallella fåror (typ D) har minst tre fåror och mellan dem sedimentbankar (kvillar). Denna typ av system kan uppträda vid olika lutningar och botten substrat. Det finns därför många undertyper och varianter som kräver specialistkompetens för att bedöma. Just flätflodssystem (eng. ”braided river”) uppstår i områden med måttlig lutning och hög tillförsel av finare sediment som grus och sten och där vattendraget kan breda ut sig i terrängen, typiskt i fjälldalar. Vattendraget är mycket dynamiskt och bottenvegetation saknas i regel. Fårorna flyttar sig ofta i sidled och svämplanet blir utbrett och dynamiskt. Materialet i bottenarna är ovanligt dåligt sorterat trots att det transporterats med vattenströmmar. Detta beror på att systemet är så dynamiskt och flöden och grusåsar byter ständigt plats. Typen är känslig för störning i form av vattenreglering eller ökad sedimenttillförsel.

Vattendrag med bottenar dominerade av finkorniga sediment (Typ E) förekommer typiskt i slätt- och jordbruksområden. Botten substratet är fint, sand-mo-lera, och lutningen är oftast under 1%. I och med successiv anrikning i fåran så kan bottenarna ändå ha ett stort inslag av grövre substrat, grus, sten och

block. Ett vattendrag som domineras av typen E (finkorniga sediment) kan också passera över bestämmande sektioner genom en grusås eller en moränrygg. Därför kan grövre strukturer förekomma, eller har förekommit innan vattendraget rensades. I finare sediment får vattendraget ofta en meandrande fåra. Svämplanet är väl utbildat och översköljs med fina sediment, ofta sand, återkommande. Typiska restaureringsåtgärder kan inriktas på att se till att svämplanet kan översvämmas, att tillföra död ved, hindra onaturlig sedimenttillförsel (från tätort och jordbruksmark), minska erosion orsakad av kreatur och säkerställa ekologiskt funktionella kantzoner. I den typ av vattendrag som meandrar över finkorniga sediment i raviner är det viktigt att riva ut dammar som hindrar sedimenttransport och stör flödesregimen. Tillförsel av stora stenar/block kan vara onaturligt och störa den naturliga dynamiken, men notera att större strukturer kan ha förekommit.



Figur 26. Surtan slingrar sig igenom jordbrukslandskapet i Hajom, Västergötland. Här och var har vattendraget ordentlig kontakt med svämplanet, vilket syns på riklig högrötsvegetation. Bottensubstratet är övervägande finare sediment, mjäla, sand och grus, men även större sten och mindre block förekommer. Foto: Lennart Henrikson och Svante Hultengren.

Vattendrag med fördjupad fåra utan kontakt med svämplanet (typ F) har i regel skurit ned sig i finkorniga sediment. Överfördjupade vattendrag kan bildas på olika sätt, till exempel genom att vattendragets rätats och landskapet dikats ut, att grundvattennivåerna sänkts, en bestämmande sektion tagits bort eller sedimenttillförseln minskat radikalt. Dessutom kan förstörda rena grävningar ha skett för avvattnings (jämför Figur 136). Svämplanet har funnits men är inaktivt. Här krävs identifiering av orsakerna för att utforma restaureringsåtgärder. Att hydrologiskt restaurera uppströms vattenlandskap kan minska onaturliga höglöden och därmed förhindra att vattendraget gräver sig djupare. Våtmarker och sjöar som återetableras kan höja grundvattennivåerna och på så sätt bidra. Om bestämmande sektioner tagits bort är det ofta en del i markavvattningsföretag och detta måste kontrolleras. Typiska restaureringsåtgärder för att återfå

kontakten med svämplanet är att höja bottenarna genom iläggning av material, eller att hyvla ned strandkanten.

4.2 Karakterisering av sjöar

Vattendrag karakteriseras oftast hydromorfologiskt utgående från deras lutning och förekommande jordarter. I sjöar är lutningen försumbar. Men liksom för vattendrag är det vattenhastigheten som utgör basen för karakteriseringen. I sjöar är vattenhastigheten väldigt låg och man talar istället om hur vattnet i sjöns volym kan ersättas teoretiskt. Det är sjöns **omsättningstid** som är avgörande för dess karakteristika inom de ramar som sätts av dess morfologi. Sjöns omsättningstid är en funktion av tillrinnande vattenmängd och sjöns volym. Den brukar uttryckas i år:

$$\text{Omsättningstid (år)} = \text{Tillrinnande volym per år} / \text{Sjöns volym}$$

Kort omsättningstid, till exempel där hela vattenvolymen byts ut inom ett halvt år, ger ofta bruna skogssjöar av tillförda humusämnen som inte hinner sedimentera eller brytas ned av solljus. Extremt stora sjöar med litet tillrinningsområde kan ha en lång omsättningstid. Ett exempel är den djupa sjön Vättern som har en omsättningstid på cirka 60 år. Som en följd av detta blir vattnet klart eftersom humusämnen och tillförda partiklar hinner sedimentera.

Sjöar indelas också efter sitt bildningssätt, berggrund och jordarter. Något vedertaget system för karakterisering finns inte idag. Initialt bör man skilja mellan naturliga sjöar och konstgjorda, ofta vattenmagasin för kraftproduktion. Därefter kan sjöar grovt indelas i fyra typer; sådana som bildas av glaciala processer, veckningar i jordskorpan (tektoniska processer och meteoritnedslag) processer (gravsänkor typ Vättern eller sprickdalssjöar typ Sommen; Figur 27), sjöar bildade av vattenflödet (fluviala processer) i vattendrag samt sjöar bildade i våtmarker (från myrar till kustlaguner).



Figur 27. Norra Vifjärden i Sommen med de branta stränder som karakteriserar sprickdalssjöar. Denna sjötyp är ofta djup, i detta fall med 53 m som maxdjup. Foto: Erik Degerman.

Som nämnts i avsnitt 3.7 (Figur 19) är det dock sjöns näringsrikedom och yttre tillförsel av näring relativt omsättningstiden som är viktigast vid restaureringsarbetet (Figur 28). Den hydromorfologiska karakteriseringen av sjöar är därför av mindre vikt.



Figur 28. Hulesjön söder om Falköping är kraftigt påverkad av närsalter och organiskt material. Flytande algmattor omger sjön och stor del av fiskbeståndet slås ut av syrebrist vintertid, men återkoloniserar via vattendrag. Foto: Erik Degerman.

5. Restaurering i ett förändrat klimat

5.1 Bakgrund

Klimat är vädret under en längre period, typiskt 30 år. Vädret kan ett år ge upphov till ett varmt och torrt väderläge, ett annat ett kallt och vått år, men under samma klimat. Klimatet har i sig en ganska stor variation mellan perioder. Klimatet på jorden har varit både varmare och kallare än idag. För två miljoner år sedan fanns det ingen inlandsis på Grönland. Mellan cirka år 1300 till 1800 hade vi i norra Europa en ovanligt kall period, ”Lilla istiden” (Charpentier Ljungqvist 2009). Sedan 1800-talet har vi en ökad global medeltemperatur (IPCC 2007). FN:s klimatpanel IPCC (The Intergovernmental Panel on Climate Change) angav 2018 att jorden haft en global medeltemperaturhöjning på 0,6–1,2 °C de senaste 150 åren. Hur stor andel den mänskliga påverkan utgör är inte helt säkerställt. Vår påverkan utgörs inte bara direkta utsläpp av koldioxid och andra växthusgaser utan kanske framför allt vår markanvändning. Den senare står för 23% av utsläppen av växthusgaser enligt IPCC (2019), men då beaktar man inte hur avskogning av planeten inverkar på förmågan att binda koldioxid. I sin förlängning innebär detta att mycket av klimatförändringarna beror på jordens snabba befolkningstillväxt och misshushållning med naturresurser som ökar halten koldioxid och andra växthusgaser. Vårt fotavtryck har blivit för stort (WWF 2020).

I markanvändningen inbegrips även hur vi hanterar vattnet i landskapet. Genom utdikningar, överexploatering av grundvattnet och hårdgjorda ytor försvinner vattnet från landskapet. Den översta jordmånen är idag inte lika mullrik som tidigare, den kan alltså inte hålla vatten som förr. Speciellt allvarligt är det när skogsarealen minskar eftersom skogen ”fångar in” regn och koldioxid. Landskapet blir torrare och växthusgaserna ökar. Ett torrare landskap ger ett varmare lokalklimat eftersom den avkylning som fås när vatten avdunstar till vattenånga minskat. När landskapet blir varmare, blir det ännu torrare.

Klimatförändringarna förväntas medföra (Ekelund 2012, SMHI 2019, Charpentier Ljungqvist m fl 2019, Olsson m fl 2013):

- Ökad global medeltemperatur. Det är framför allt i kalla områden, till exempel tundraområden och boreal skog som temperaturen väntas öka mest.
- I Skandinavien blir framför allt vintrarna mildare.
- Därmed kan snötäckets mäktighet minska och vårflodens storlek minska.
- Mer nederbörd sett över året. Hur mycket mer beror på hur stor uppvärmningen blir, vilket är osäkert.
- Troligen mer och längre torrperioder sommartid.
- Längre vegetationsperiod.
- Ytan kalfjäll och glaciärer förväntas minska på grund av varmare klimat och att trädgränsen höjs.
- En accelerering av havsnivåns höjning på grund av smältande isar och minskad permafrost. Höjda havsnivåer har vi dock haft successivt sedan den senaste istiden.
- En viss försurning av havsvattnet när mer koldioxid tillförs.

- Troligen mer frekventa och extrema stormar.



Figur 29. Bild av samma område, sjöns Tysslingen södra ände (Örebro län), vid torka och högflöde. Bilderna tagna med ett och ett halvt års mellanrum i juli 2018-december 2019. Foto: Erik Degerman.

De klimatmodeller som finns ger mycket varierande och osäkra resultat. Detta gäller då förstås även avseende hydrologi, speciellt när det gäller extrema högflöden och torka.

5.2 Förväntade effekter på vattenmiljön

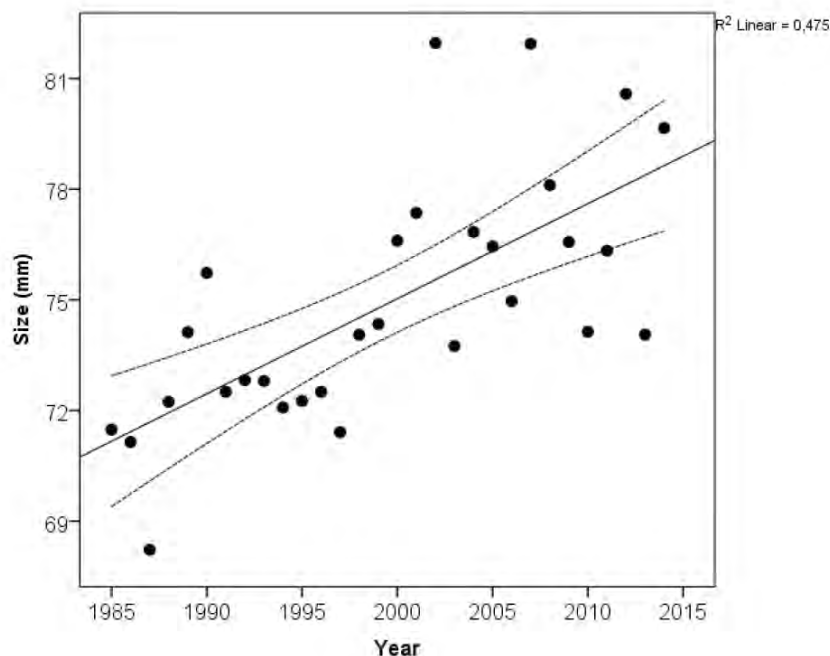
Höjd vattentemperatur

Ett varmare klimat innebär varmare vatten. I vårt fall framför allt vintertid. Förändringen förutspås dock bli olika i olika delar av landet. Vattentemperaturen styrs av värmeledning från luften (långvågig strålning) respektive direkt solinstrålning (kortvågig). Medeltemperaturen en längre period i mindre vatten följer därför lufttemperaturen under isfri period, medan extremvärdena styrs av hur mycket solinstrålning det kommer på vattenytan. Infraröd strålning värmer ytskiktet, medan den kortvågiga strålningen värmer djupare ner. Vattentemperaturen modereras sedan av en mängd processer och vattenvolymen är en viktig faktor. Vid låga volymer och flöden värmas naturligtvis vattenmassan upp fortare. Inflöden av kallare grundvatten och utstrålning av värme nattetid är viktiga modererande faktorer.

Temperaturen påverkar direkt växelvarma djur. Vattentemperaturen styr arters överlevnad, tillväxt, reproduktion, abundans och utbredning. Denna påverkan modereras av olika artinteraktioner, till exempel genom predation och konkurrens. Studier av fisk har visat att även små förändringar av sjöars medeltemperaturer ger stora förändringar av artsammansättningen (Jeppesen m fl 2012, Ficke m fl 2007). Speciellt risken för så kallad "mismatch" i utveckling mellan till exempel växt- och djurplankton kan ge kaskadeffekter i ekosystemet om olika organisms utveckling kommer ur fas (Sandin m fl 2020). Vi går inte vidare in på alla de biologiska processer som initieras och styrs av vattentemperaturen. Kallvattenarter missgynnas generellt vid ett varmare klimat, medan många arter som trivs vid högre temperatur kan gynnas i och med att metabolismen ökar med temperaturen.

En måttlig höjning av vattentemperaturen, speciellt under normalt kalla perioder kan vara gynnsamt även för kallvattenanpassade arter. Analyser av storleken på årsungar av havsöring, fångade vid elfiske i augusti-september 1985–2015 visade att årets kull av ungar successivt blivit mer storväxta (Figur 30). Ökningen var korrelerad till

varmare vårar och inte till en ökad årsmedeltemperatur. Rommen kläcker troligen tidigare och hinner växa sig större under sommarhalvåret än tidigare.

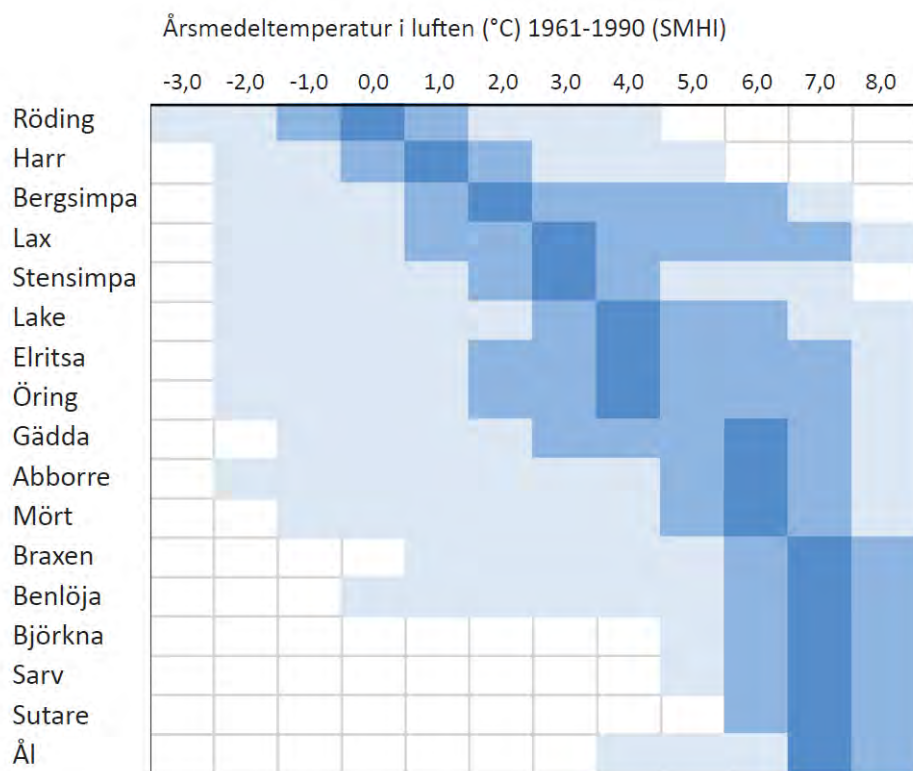


Figur 30. Storleken (mm) på den största fångade årsungen (så kallad 0+) av havsöring i undersökta vattendrag på västkusten perioden 1985–2015 (Data från SERS, Svenskt ElfiskeRegiSter vid SLU).

En höjd vattentemperatur innebär att vattnets innehåll av syre minskar. Vid en förändring från 0 till 25°C minskar syrehalten rent fysikaliskt med 43%. Många akvatiska djur tolererar syrenivåer ned till 5 mg/l, men vid lägre nivåer sker ofta flykt från vattnet eller ökad mortalitet. Kombinationen av varmare vatten och hög syretäring på grund av utsläpp av närsalter och organiskt material kan bli begränsande.

Med höjd vattentemperatur ökar avdunstningen från vattenytan. I områden som dikats så att sommarvattenföringen minskat kan ett varmare klimat förstärka vattenbristen, även om nederbörden ökar i delar av landet (Persson & Rummukainen 2010). I landets sydöstra kustområde kommer många vattendrag att torka ut sommartid, speciellt om landskapet är utdikad. Många havsöringbestånd kommer att försvinna, men de kan ofta återkolonisera. Värre blir situationen för mer immobile djur som snäckor, musslor och kräftor.

Samtidigt kommer de flesta toxiska ämnena att bli giftigare i ett varmare klimat, genom större upptag på grund av snabbare metabolism och fysikaliska reaktioner. Ökad giftighet vid högre temperatur gäller i princip alla ämnen utom fenoler.



Figur 31. Årsmedeltemperatur i luften (enligt SMHI perioden 1961–90) vid strömmande vatten där olika fiskarter fångats vid elfiske. Mörkt blå indikerar området där huvuddelen (25 % - 75 %-percentilen) av fångsterna gjorts, ljusare blå visar området med mindre frekventa fångster (5–25 % respektive 75–95 %) och det ljusaste blå området visar hela intervallet där arten fångats. Data från Svenskt ElfiskeRegiSter (SERS) vid institutionen för akvatiska resurser, SLU (Degerman m fl 2016). Perioden 1991–2020 har medeltemperaturen ökat med motsvarande förändring av fiskartförekomst i landskapet.

Förändrade våtmarker

Våtmarker är väldigt känsliga för förändringar i vattenbalansen och det förväntas att stora förändringar sker av våra våtmarker om klimatet ändras (Erwin 2009). Som exempel kan nämnas de många våtmarker som beror av vårens snösmältning, typiskt fjällens snölegor. I områden med längre sommartorka kommer djupare lager i våtmarkerna att syresättas och därmed startar oxidation av organiskt material. Detta leder till ökade utsläpp av växthusgaser. Torrare sommarförhållanden kommer också att minska avrinning i vattendrag och ökar risken för skogsbränder.

Förändrad hydrografi i sjöar

I dimitiska sjöar, det vill säga sådana som har en distinkt temperaturskiktning (ett språngskikt, termoklin) sommartid, kommer högre temperaturer att göra att sommarstagnationen förlängs (Crossman m fl 2016) och därmed ökar risken för ansträngda syreförhållanden i bottenvattnet. Finns då känsliga arter som glacialrelika kräftdjur eller fiskarter som siklöja, sik, lake, röding, nors och hornsimpa kan dessa missgynnas och till och med försvinna när de trängs mellan syrefattigt bottenvatten (hypolimnion) och en utökad epilimnion (varmt ytvatten).

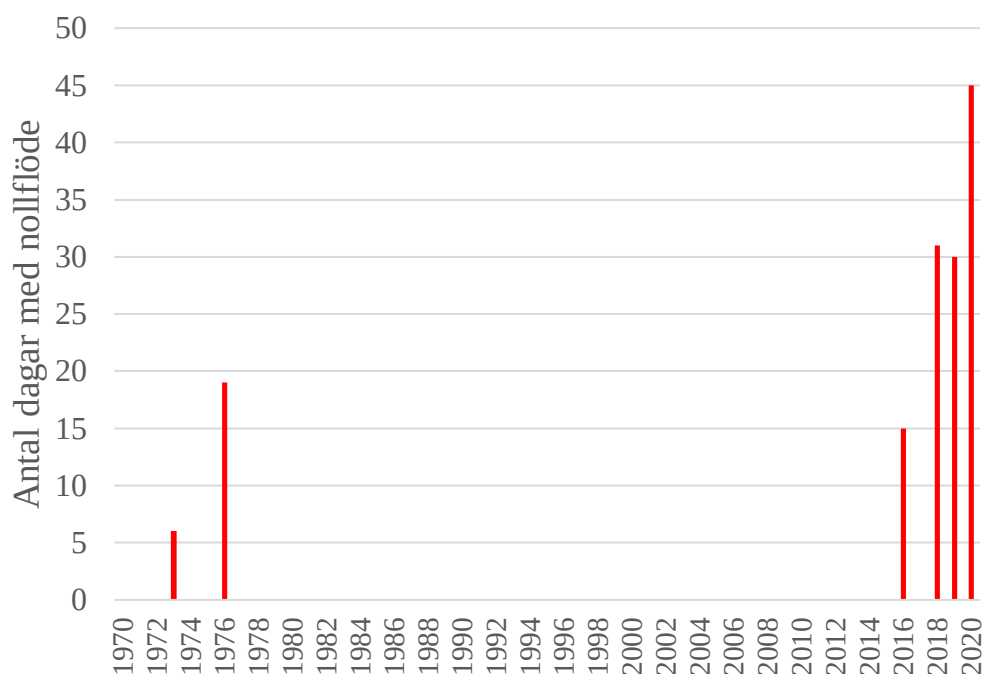
Senarelagd och kortare period med is kommer att göra vintermiljön mindre stabil i både sjöar och vattendrag. I sjöar innebär detta att vattenmassan blir rörligare vid vindpåverkan, jämfört med de stabila förhållanden som utvecklas under istäcke med

en gradient av varmast vatten bottennära. Effekten kommer att vara större i södra Sverige.

I sydliga sjöar kan de normala cirkulationerna av vattenmassan vid vår och höst utebli. Genevesjön tillhör en av de sjöar som slutat cirkulera på detta vis. Därmed minskar utbytet mellan yt- och bottenvatten.

Förändrade flöden i vattendrag

Vinterns totala nederbörd kan öka med 10–20% (SMHI 2019). Sommartid sker troligen inga förändringar i södra Sverige, medan en ökning på 10–15% kan ske i norr. Generellt ökar avrinningen vintertid, men minskar sommartid. Risken för låga vattennivåer sommartid ökar därmed, främst i sydöstra Sverige (Figur 32, 33). Skulle vattenflödet minska, blir vattnen genom sin mindre volym mindre motståndskraftiga mot högre temperaturer.



Figur 32. Antal dagar då det varit nollflöde i Vedaån (Sörmland) vid sjön Likstammens utlopp (avrinningsområde 58 km², medelvattenföring 0,39 m³/s) perioden 1970–2020. Data från SMHI, bearbetning Jakobsson & Silfverblad (2021).

Grundvattenbildningen kan försämrats i sydöstra delarna av landet. Även om nederbörden ökar kommer också avdunstningen att öka, samtidigt som vegetationsperioden förlängs. Detta i sin tur kan påverka utbredning av våtmarker av typen utströmningsområden negativt. Risk finns därmed att tillskott av grundvatten till ytvatten minskar vid extrem torka. Torra stränder och skogar ökar risken för skogsbränder.



Figur 33. Extrem sommartorka 2018 gjorde att Klippebäcken på Hallandsåsen torkade ut. Sådana episoder kan förväntas bli vanligare, vilket ställer både krav på fria vandringsvägar för fiskar att kunna återkolonisera, men kanske främst på åtgärder som bevarar vattnet i landskapet. Foto: Hans Schibli.

Den ökning av nederbörden som förväntas, medför ökad medelvattenföring. I kombination med ett varmare klimat kommer flödestoppen på våren att komma allt tidigare och minska i storlek. Vi har de senaste åren i Jämtlands fjällvatten sett allt fler flödestoppar vintertid. Höga lufttemperaturer ger upprepade episoder av snösmältning i december-februari, åtföljda av kallare perioder. Detta leder överraskande till lägre vattentemperaturer som en följd av att smältvattnet har låg temperatur och återkommer gång på gång.

Häftiga regn kommer att bli vanligare, liksom extrema flöden (Figur 34). Detta bör geomorfologiskt framför allt påverka vattendrag med finkorniga sediment (Capon m fl 2013).

Generellt anses att oreglerade vattensystem kommer att anpassa sig till klimatförändringarna, medan det i reglerade vattensystem kommer att krävas mer anpassning och restaureringsåtgärder (Palmer m fl 2008).

Ökad erosion och transport

De generellt ökade flödena vintertid kommer att innebära förändrade hydromorfologiska förutsättningar med ökad erosion och sedimenttransport. Transporten av närsalter (N och P) kommer att öka från jordbruksområden (Capell & Olsson 2013). Detta är en effekt både av ökad nedbrytning av växtmaterial, ökad nederbörd, mer extremflöden och förändrad markanvändning (se nedan). Från de försurade markerna i sydvästra Sverige kan nitratläckaget öka. Detta tillskott av närsalter kan komma att kombineras med lägre vattennivåer sommartid och naturligt lägre syrenehåll i vattnet.



Figur 34. Resultatet av den extrema nederbörden över Fulufjället, Dalarna, år 1997. Det resulterande högflödet i vattendraget Stora Göljån raserade en väg och orsakade en långvarig störning på fiskfaunan. Foto: Erik Degerman.

Förändrad markanvändning

De ändringar som sker av nederbörden regionalt kommer att påverka behovet av bevattning och dränering i jordbrukslandskapet. Det kommer att finnas önskemål om att öka dräneringskapaciteten i vissa jordbruksmarker genom att öka dimensionen på stamledningar och diken. Att förändra ett avvattningsdikes djup och läge kräver egentligen ny miljöprövning, men ”om syftet är att bibehålla markens lämplighet för odling” räknas inte åtgärden som en ny markavvattning (Jordbruksverket 2018).

Ett varmare klimat ger sannolikt en ökad skogstillväxt. Den avverkningsbara tillväxten bedöms öka med 20–25% under seklet. Skogsbruket kommer dock att få svårare att avverka under den lämpligaste perioden när marken är tjälad, vilket kan innebära ytterligare tillförsel av sediment, kvicksilver och humusämnen till ytvatten. Skogsbruket svarar redan idag på detta problem med ökad användning av ”grot” (grenar och toppar) som läggs under maskinerna för att minska markskador (Figur 35). Samtidigt blir det allt svårare för skogsmaskiner att arbeta under sommarens torrperioder då gnistbildning mellan larvband och sten ökar risken för skogsbränder. Ökad skogstillväxt innebär att skogen fungerar effektivare som kolsänka, det vill säga motverkar klimatpåverkan genom upptag av koldioxid.



Figur 35. Markskador efter skogsavverkning. Ökat läckage av sediment, närsalter och kanske kvicksilver blir följden. Foto: Ingemar Näslund.

Brunifiering av vatten

Vissa sjöar är naturligt bruna, framför allt de som ligger i barrskogsområdet och har kort omsättningstid ($<0,5$ år). Då hinns inte det organiska materialet brytas ned eller sedimentera innan det förs vidare. Speciellt bruna brukar vatten vara i närhet av våtmarker med torvbildning, till exempel mossar. Halten av löst organiskt material, humusämnen, har ökat de senaste 40 åren i många sjöar och vattendrag i norra Europa och Nordamerika. Vattnen har blivit brunare, brunifierats. De bakomliggande orsakerna är komplexa, men klimatförändringar är en trolig delorsak då de ger en längre växtsäsong och mer nederbörd som för med sig det organiska materialet. Även ökade halter av koldioxid i atmosfären kan tänkas bidra då det ökar växtproduktionen. Men även förändrad markanvändning i form av större areal med barrskog sedan 1930-talet har gjort att mer organiskt material läckt ut (Kritzberg 2017). Minskad förurning kan också ha bidragit till brunare vatten under 1990-talet (Hruska m fl 2014).

Mer humusämnen i våra vatten innebär att syre förbrukas vid nedbrytning och transporten av ämnen kopplade till humusämnen, som fosfor och många metaller, ökar. Brunare vatten släpper heller inte igenom ljus lika bra ner till botten vilket

minskar produktion av högre växter och alger samt till slut fisk (van Dorst m fl 2018). Ökande halter av humusämnen i vattnet skapar också problem för vår dricksvattenförsörjning eftersom de kan medföra tillväxt av mikroorganismer i ledningsnätet. I vattenverk måste vattnet filtreras eller behandlas kemiskt.

Ökad mineralisering av organiskt kol

Våtmarker och sjöars sediment utgör ”kolsänkor”, det vill säga områden där organiskt kol (oftast i form av växtrester och humusämnen) deponeras. De motverkar därför effekten av människans markanvändning och utsläpp av koldioxid. En viss nedbrytning sker av organiskt material vilket innebär att sjöars ytvatten är övermättade med koldioxid som avgår till atmosfären. Det är mikrobiell aktivitet som gör att dessa organiska ämnen mineraliseras (brytas ned till beståndsdelar), vilket frigör koldioxid och metan. Med ökad temperatur ökar mineraliseringen och därmed minskar funktionen som kolsänka (Gudasz m fl 2010). Den ökade temperaturen ger samtidigt en ökad vegetation och större nedbrytning av vegetationen, vilket gör behovet av kolsänkor än större.

Mineraliseringen ökar också om våtmarker får sänkt grundvattennivå under torrsomrar. Då kommer torv att exponeras för luft och snabbare oxideras. Resultatet blev att våtmarker blev en kolkälla istället för kolsänka torrsommaren 2018 (Rinne m fl 2020).

Utsötning av Östersjön

Ökad nederbörd vid högre temperatur samt avsmältning av permafrost och glaciärer kommer att ge högre flöden av sötvatten globalt sett, men torde ha mindre betydelse för Östersjön. De ökade flödena över året kommer dock att påverka Östersjön och att öka utbredningen av sötvattensarter. Därigenom försvåras situationen för marina arter som torsk, som redan har problem med rekryteringen i området. Kolonisation av sötvattensarter mellan vattensystem kommer dock att underlättas i en utsöad Östersjö. Kallvattenarter som lake, simpor och laxfisk kan därför enklare rekolonisera områden där de lokalt slagits ut av ett varmare klimat.

Höjd havsnivå

Havsytan har stigit de senaste 10 000 åren. Enligt SMHI (2019) har havsytan stigit 20 cm sedan 1890, dels en effekt av smältande inlandsisar, dels en effekt av ett varmare hav (som då utvidgas). I norra Sverige kompenseras detta till stor del av landhöjningen efter istiden, medan landhöjningen avstannat i söder där havsnivåerna kommer att stiga relativt sett. De höjda nivåerna kommer att vara måttliga under överskådlig tid, men får effekter för kustnära våtmarker genom saltvatteninträngning. Våtmarker utmed havet kommer att ”krypa inåt land”, något som kompliceras av att stränderna alltmer ianspråktagits för byggnader och infrastruktur.

5.3 Kritiska arter, habitat och processer

Kallvattenkrävande (kallstenoterma) arter

Tyvärr har vi ganska dålig koll på olika akvatiska arters temperaturpreferens och andra habitatkrav, fränsett vissa fiskar (jämför Figur 31). Tillsammans med osäkra prognoser för det framtida klimatet gör detta det svårt att uttala sig om framtida förändringar av den biologiska mångfalden. De observationer som skett av den varma perioden från 1988 visar dock att kallvattenkrävande arter missgynnas.

Havsöring minskar i täthet i södra Sverige, medan öring förekommer i högre tätheter i fjällnära vatten. Det finns indikationer på att stormusselpopulationer påverkats negativt av ett varmare klimat (Bolotov m fl 2018). En modellering anger att rödingens utbredning i Sverige kan minska med 73% till år 2100 på grund av höga temperaturer och ökad förekomst av gädda (Hein m fl 2012).

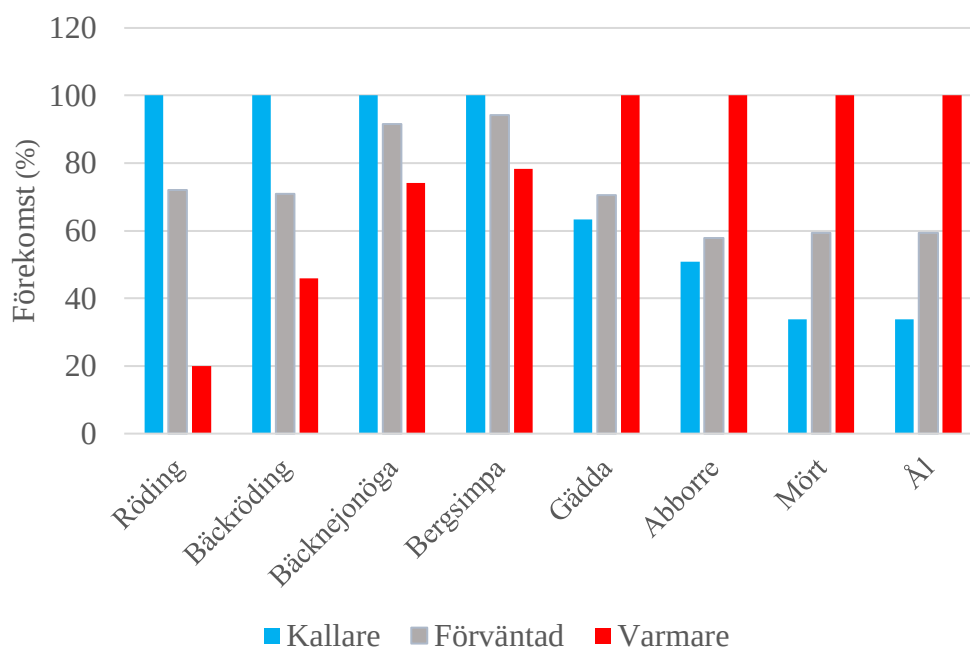
Kallvattenhabitat

De känsligaste habitaterna för en förhöjd temperatur är de kalla, nordliga och högt belägna, där också ofta de känsligaste arterna för en ökad temperatur finns (Sandin m fl 2014). Områden med intakta förhållanden för kallvattensarter, **kallvattenrefugier**, och med förmåga att motstå klimatförändringar blir allt viktigare för att bevara arter i landskapet (Ebersole m fl 2001; Isak m fl 2015). Det gäller att hitta kallvattenhabitat ("coldspots") som är så stora eller ligger i nätverk av tillgängliga habitat som gör att kallvattenarterna kan nå en gynnsam bevarandestatus.

Kallvattenanpassade arter lever också i södra Sveriges lågland. Öring, bergsimpa, lake och flodpärlmussla kan vara exempel på detta. När sommartorkan sätter in kommer de vattenmängder som finns kvar i bäckarna att värmas upp, speciellt om det ligger en damm uppströms. Uppvärmningen styrs av lufttemperatur och solinstrålning. Den senare faktorn kan vi åtgärda genom skuggande kantzoner och helst eliminering av dammen.

Vi har analyserat elfiskedata från mindre vattendrag (avrinningsområde <100 km²) över hela Sverige. Med en modell har vi predikterat vilken vattentemperatur det borde vara i vattendraget utgående från rådande lufttemperatur, årsmedeltemperatur, avstånd till sjöar och dag på året. Den modellerade vattentemperaturen jämfördes med den faktiskt uppmätta i fält vid elfisket. I de fall prediktionen låg inom en standardavvikelse från den uppmätta ansåg vi att vi träffat prick, var det mer än en standardavvikelse kallare eller varmare så särbehandlade vi de resultaten. Platser som var kallare än förväntat (kanske på grund av tillströmmande grundvatten) hade högre förekomst av arter som röding, amerikansk bäckröding, bäcknejonöga medan de varma lokalerna hade mer av gädda, abborre, mört och ål (Figur 36). Noterbart är att öring anses vara väldigt känslig för ett ändrat klimat (Walters m fl 2018).

Det gäller inte bara att hitta kallvattenhabitat, de ska också skyddas, restaureras och tillgängliggöras – faunan ska kunna komma dit. Att hitta dem går ofta att göra utifrån höjdmodeller i GIS som kan visa var det troligen strömmar ut grundvatten nedför sluttningar. **Men, som förr och alltmer i framtiden, ett av sötvattenbiologens främsta verktyg är en enkel termometer.** Vilka tillflöden är kalla och viktiga för framtiden? Var i vattendraget finns partier där det kommer upp ett kallare vatten? I vår tid med allt mer sofistikerade system och instrument kan man fortfarande göra mycket nytta med en enkel termometer! Varför är inte vattentemperaturen en del av till exempel biotopkarteringen? Idag kan vi dessutom med en termokamera i en drönare avsöka stora landskap för att hitta kallvattenrefugier.



Figur 36. Jämförelse av olika arters förekomst i vattendragsavsnitt som var kallare eller varmare än förväntat eller hade en förväntad uppmätt vattentemperatur jämfört med förväntad temperatur utifrån modellering. Förekomst av arten sattes till 100% i den miljö där de var frekventast och i övriga habitat i relation till detta. (Opublicerade data från 13 870 elfisketillfällen; SERS, Svenskt ElfiskeRegiSter vid SLU).

Kallvattenrefugier kan avse såväl kalla habitat i vattendrag och små källsjöar som större sjöar med väl syresatt hypolimnion sommartid, det vill säga näringsfattiga sjöar. När det gäller de mindre vattnen blir det ofta källflöden/källor/källsjöar högt upp i avrinningsområdet, eller i mindre källvattenförsörjda tillflöden till huvudfåran. För mindre arter som bottendjur, ibland fisk, kan det också röra sig om oreglerade strömsträckor med god grundvatteninströmning och skuggande kantzon. Observera att de som vi betraktar som källflöden kan variera betydligt ($>10\text{ }^{\circ}\text{C}$) i vattentemperatur en varm sommardag beroende på lokala förhållanden (Cassie 2006). Eftersom de specialiserade kallvattenarterna ofta ersätts av varmvattenarter vid en ökad vattentemperatur har man diskuterat att prioritera kallvattenrefugier som inte kan nås av oönskade varmvattenarter för att därmed bevara värdefulla laxfiskar (Ficke m fl 2007). Detta strider mot principen att öppnade vandringsvägar är ett sätt för ekosystemets arter att hantera klimatförändringarna. Arter kan då röra sig till den miljö som passar bäst. Detta blir således en avvägning för framtiden.

Isolerade habitat...

Arter som har låg rörlighet eller lever i system med begränsade möjligheter till förflyttningar är känsliga för förändringar. Akvatiska arter är därmed generellt mer känsliga än terrestra. Speciellt känsliga är kallvattenarter i fjällområdets övre del som i princip inte har alternativa habitat att flytta ”upp” till. Men störst förändringar i artutbredning bör ske i de intermediära områdena mellan de kalla källflödena och de varmare slättlandsvattendragen. Varmvattenarterna kommer att breda ut sig på bekostnad av kallvattenarter.

...och störda/påverkade system

System som kommer att uppleva mer extrema episoder kan också förväntas drabbas hårdare. Detta innebär generellt de strömmande vatten där högflöden och torka kan ge drastiska effekter. En längre sommar och tidigare vår ger en minskad isbildning, vilket kan skapa stressiga förhållanden för en flora och fauna anpassade till vinterförhållanden. Även i vattendrag kan minskad isbildning medföra en fysiskt mer instabil miljö. Flertalet av kallvattensarterna är anpassade till stabila vinterförhållanden. Öring kan till exempel ställa sig under istäcket och får därmed ett skydd mot predation ovanifrån. Detta ger förbättrad tillväxt (Watz 2017).

Vattendrag med reducerad vattenföring på grund av vattenuttag eller reglering kommer också lättare att värmas upp (Jankowski m fl 2006). Svenska data visar att ju sydligare belägna (varmare klimat) ett vattendrag är, desto större negativ effekt får vattenreglering på bestånden av öring (Donadi m fl 2021). Den kumulativa effekten av både vattenreglering och ett varmare klimat samverkar negativt.

Nedanför vattenmagasin kommer också vattentemperaturen att öka, speciellt om vatten släpps nedströms via ytliga utskov.

Timing i biologiska processer

Rommen hos höstlekande fiskarter utvecklas på våren och kläckning antas ske för att matcha vårens utbud av planktoniska organismer. När islossning sker tidig kan årsklassen av till exempel siklöja försvagas (Nyberg m fl 2001). Förhöjda vintertemperaturer har vissa år lett till alltför snabb utveckling av rödingens rom i Vättern, vilket gett kläckning för tidigt på våren (Jonsson & Setzer 2015). Modellering av kanadensiska sjöar visar som väntat att små sjöar (små volymer) är känsliga för ökade temperaturer, men också att stora sjöar påverkas genom den minskade isbildningen, speciellt den senare isläggningen på hösten.

Små och solexponerade vatten

Den ökade lufttemperaturen får troligen störst effekt på små vatten. Små vatten påverkas snabbare och i större omfattning av höjd lufttemperatur, till exempel bäckar utan nämnvärd tillförsel av kallt grundvatten. Vatten med stora, öppna ytor som mottar solinstrålning kommer att värmas upp mer än mindre, skuggade vatten. De över 10 000 dammarna i Sverige kommer att förstärka denna höjning av vattentemperaturen sommartid.

Mindre vattendrag med väl utvecklad kantzon skyddas mot direkt solinstrålning och därmed mot höga temperaturer (Bowler m fl 2012). Amerikanska studier har visat hur omfattande kalhuggning av kantzon kan medföra ökade medeltemperaturer sommartid i vattendrag på 5–7 °C, men också att vattendragens temperatur ofta normaliseras nedströms i beskuggade områden (Cassie 2006, Justice m fl 2017). Det finns dock en risk för kumulativa effekter nedströms om flera källflöden berövas sin kantzon.

Eutrofa vatten

I sjöar kan ”algbloomingar” bli vanligare på grund av en ökad närsalttillförsel. Växterna behöver främst fosfor och kväve. I näringsrika sötvatten kan det sommartid bli brist på kväve, medan fosfor finns i överskott. Cyanobakterier (förr kallade blågröna alger) kan själva fixera kväve ur luften och är därför konkurrensstarka i vatten där fosfor är rikligt förekommande men det är brist på

kväve (Figur 37). De kan också påbörja sin tillväxt tidigare på våren än andra alger (Jeppesen m fl 2017).



Figur 37. Algblooming (cyanobakterier) i Mälaren utanför Västerås (Ångsö) i september 2020. Med ett varmare klimat kan vattenflöden vintertid öka och därmed transporten av kväve och fosfor till sjön. Att avlasta systemet är viktigt och det kan handla om att återskapa våtmarker, lägga igen diken, etablera kantzoner mot framför allt åkermark, men också naturligtvis att se över kommunala och enskilda avlopp. Foto: Erik Degerman.

5.4 Prioriterade restaureringsåtgärder

Även om klimatet skiftat i jordens historia får den snabbt förhöjda temperaturen idag troligen mer negativa konsekvenser på den akvatiska mångfalden än förr i den moderna historien. Vattenlandskapet är numer svårt fragmenterat, stora områden utdikade, kantzoner påverkade, vattnet används storskaligt för bevattning och kraftutvinning samtidigt som främmande arter sprids mer frekvent.

De restaureringsåtgärder som mer eller mindre direkt kan angripa problemet är att:

- fördröja vattnet i landskapet (biotopvård, igenläggning av diken, våtmarker, mjukgöra tätort – kapitel 12–15),
- gynna grundvattenbildning (våtmarker- kapitel 12),
- förbättra kantzons skuggande effekt (Johnson & Almlöf 2016, Justice m fl 2017 - kapitel 16),
- smala av fåror som är vidgade på grund av ett utdikad landskap (kapitel 22),
- kontrollera/försäkra om att utlagda strukturer verkligen ligger kvar och behåller funktion (kapitel 3 & 23),

- i områden med sommartorka måste en tydlig fördjupad vattenfåra med höljor tillskapas som håller vatten vid torrperiod (kapitel 22),
- tappa av vattenmagasin så att temperaturförhållanden nedströms inte störs (kapitel 19),
- förbjuda att vatten hålls inne i dammar sommartid,
- klimatanpassa villkor i vattendomar eftersom vårflöde kommer tidigare och den produktiva säsongen är längre (kapitel 17, 18),
- utrivning av dammar minskar risken för höga temperaturer nedströms och innebär samtidigt mindre vattenförluster genom avdunstning (kapitel 19),
- och dimensionera bevattningsuttag,
- byta ut underdimensionerade vägtrummor (kapitel 21),
- minska risk för markskador i skogs- och jordbruk,
- implementera hänsyn vid dikesrensning,
- undvika åtgärder som reducerar den naturliga vattenmängden (reglering, vattenuttag – kapitel 17),
- fortsätta avlasta eutrofierade sjöar,
- hålla uppsikt över invasiva arter i landskapet,
- samt tillförsäkra konnektivitet i landskapet (kapitel 19, 20).
- Till detta kommer behovet av att identifiera och skydda nätverk av kallvattenrefugier och även refugier vid torka (Hodges & Magoulick 2011).

Att behålla eller öka arealen skog kan minska risken för torka i en region (Marvel m fl 2019). I den mindre skalan har många har pekat ut vikten av att restaurera kantzoner eftersom de sänker temperaturen i vattendrag (Kristensen m fl 2015; Bowler m fl 2012), speciellt maxtemperaturen sommartid eftersom den beror mer av direkt solinstrålning (Broadmeadow m fl 2010). Bland de restaureringsåtgärder som vid utvärdering visat mest positiva och önskade effekter på ekologisk status är just återetablering av kantzoner (avsnitt 16).

Extrema högflöden kan utgöra en påfrestning för olika habitatåtgärder i rinnande vatten, främst när man använt finare substrat för till exempel lekområden för fisk. Detta kräver att åtgärderna utformas och konstrueras för att klara sådana episoder. Detta berörs närmare i avsnitten om habitatåtgärder (kapitel 23–25). Det kan också bli nödvändigt att fokusera habitatåtgärder till områden som inte är lika utsatta för extremflöden, till exempel sjörika system och vattendrag som har möjlighet att svämma över sina bräddar.

I områden som redan har begränsade nederbörds mängder, landskapet är utdikad och där jordbruket är intensivt (typiskt sydöstra Sverige med Öland och Gotland) kan man förutse att det kommer att anläggas mer bevattningsdammar. Det bör finnas möjligheter att anpassa dessa bevattningsdammar så att flera ekosystemtjänster erhålls, parallellt med en anpassning till hotade arter som groddjur.

Generellt kan också konstateras att nästan alla våra vatten är utsatta för någon form av stress redan idag (Ormerod m fl 2010). Klimatförändringar innebär ytterligare stress (Donadi m fl 2021). Därmed kan konventionell miljövård och restaurering medföra att den totala mängden stress på ekosystemet minskar - även om inte det direkt omfattar åtgärder riktade mot det förändrade klimatet kan de ge positiv effekt.

Som vi nämnt tidigare (avsnitt 1.7) har väl fungerande ekosystem med bevarad genetisk variation större möjlighet att motstå förändringar, större resiliens.



Figur 38. Kallvattenarten öring kommer att minska i utbredning i södra Sverige om klimatet blir varmare. Därmed minskar också flodpärlmusslan eftersom dess larver behöver öring (eller lax) för att utvecklas. Foto: Ingemar Näslund.

6. Kulturmiljöer och rörligt friluftsliv

6.1 Historiskt vattenutnyttjande

Kulturmiljöer omfattar allt i vår omgivning som påverkats av mänsklig aktivitet, men ofta avgränsar man begreppet till att omfatta speciellt tydliga verksamheter eller lämningar. Skalan kan vara från en enskilda stenmur till en hel bygd. Faktum är att större delen av det svenska landskapet är en kulturmiljö även om vi med våra otränade ögon inte förmår att se det.

I ett globalt och historiskt perspektiv har stora vattendrag tjänat som klassiska civilisationers vaggor. Tillgång till vatten, transportleden, gödslingen av omkringliggande stränder vid översvämning och sedermera utveckling av avancerade bevattningssystem var grunden. Flodkulturerna utmed de stora floderna Nilen, Indus, Eufrat och Tigris brukar ofta stå som skolboksexempel på detta. Samhällsbyggande utefter vattendrag äger även giltighet för våra svenska förhållanden och löper som en röd tråd genom vår historia. Kulturlämningar i och utmed våra vattendrag är många eftersom människan tidigt sökte sig till älv- och ådalarna. De var vandrings- och transportleder, de gav möjligheter till fiske och strandslätter, men det var också här industrisamhället växte fram genom utnyttjande av vattenkraften och sjö- och myrmark.

I Nämforsen vid Ångermanälven finns hållristningar av lax och älg som är 4000 år gamla, kanske en hyllning till, eller tillbedjan om, jakt- och fiskelycka (Figur 39). Fisket spelade stor roll och i de flesta ådalar anlades fasta fisken, olika typer av fällor för fångst av ål, lax, öring, sik, id, nejonöga och andra vandrande fiskarter.



Figur 39. Hållristningar vid Nämforsen, Ångermanälven. Framför allt älgmotiv dominerar, men också enskilda bilder av vad som förmodligen är lax. Platsen var vid denna tid för 4000 år sedan mynningen av älven i havet. Foto: Erik Degerman.

Mänsklig påverkan har genom årtusenden på olika sätt och i skilda delar av vårt land omvandlat naturmiljöer i och kring vattendragen till kulturmiljöer. Omvandlingen och spåren efter dessa utgör samtidigt monument över tidigare generationers kamp för överlevnad och vår samhällsutveckling. Det är viktigt och en direkt skyldighet att beakta och bevara denna vår egen kultur för eftervärlden, samtidigt som restaurering av vattenmiljöerna sker så långt möjligt.

Från sydöstra Sverige kan Emån, som i sitt nedre lopp flyter genom Kalmar län, tjäna som bra exempel hur ett vattendrag under årtusenden dragit till sig olika mänskliga verksamheter (Dedering 2001 & 2005). Utefter ån finns stora fynd av stenyxor som antagligen offrats i de fiskrika strömmarna, liksom betydligt mer sentida kulturspår som kvarnar, flottledskonstruktioner och dikningar.

Under koloniseringen av Norrlands inland var också vattenlederna viktiga, liksom fisket och senare skogsbruket (Näslund 1999). Timmerflottning (Figur 40) skedde över hela Sverige men de tydligaste och mest omfattande lämningar av flottningsepoken finns i de norrländska älvarna och åarna (Ahlbäck & Albertsson 2006, Törnlund 2006).



Figur 40. Flottning i Pite älv år 1978. Död ved var ingen bristvara, åtminstone inte i områden med ansamling av timmer. Vattendraget var rensat på större sten och flera bifåror avstängda så att timret inte gick fel väg. Foto: Erik Degerman.

Det är ofta en fin distinktion mellan små historiska ingrepp som skapat viktiga kulturmiljöer och större ingrepp som fått negativ påverkan på vattenmiljöer som våtmarker (Gunnarsson & Löfroth 2009). Vanliga typer av kulturlämningar i och invid vatten är broar, kvarnar, dammar, diken, avstängda fåror samt rensningar och rätningar för avvattning, flottning och kraftproduktion. Många spår är dock ofta borta, till exempel efter den omfattande slätter som skedde utmed vattendragen. **Madängarna** hade en rik högörtvegetation som försörjdes av slam och vatten från ån. Myrområden med starr har under århundraden används som slättermark för produktion av kreatursfoder. Sedan medeltiden har man gynnat starrhöproduktionen genom att reglera vattenståndet på myrarna eller att leda dit extra vatten (så kallad översilning eller ängavattning). Ibland ledde man in vatten från ån uppströms och lät

det sedan strila ned över maderna längre ned. Den goda effekten av översilning beror på en ren bevattningseffekt, gödsling genom vattnets innehåll av närsalter och slam samt genom att det syrerika vattnet syresätter botten vilket påskyndar nedbrytningen. De sjöstränder som årligen översvämmades (raningar) nyttjades också för slätter. Vidare nyttjades senare avsänkta sjöbottnar (sjöslätter). När vallodlingen kom igång vid mitten av 1800-talet minskade successivt intresset för denna slätter. I områden med madslätter utefter Emån kunde man ha den dubbla kreaturstätheten mot rikssnittet tack vare höskörden. Ängslador och hässjor vittnar om ett flitigt brukande. I norrländska skogs- och fjällbygder var den starrhöpproduktion som raningsbruket efter vattendragen bidrog med av avgörande betydelse för kolonisationen av dessa perifera trakter under 1700- och 1800-talet. Här innebar nämligen det bistra klimatet, den korta barmarksäsongen och avsaknaden av lokal marknad begränsade möjligheterna till kommersiellt odlingsbruk. Av den anledningen kom boskapsskötsel här att bli en viktig del i den agrara näringen, och därmed ett ökat behov av foder till kreaturen. Det man odlade var för självhushållet, främst korn till bröd samt potatis.

Sedan medeltiden hade man strävat efter att dika ut landskapet. Geoffrey Chaucer (1340–1400) berättar festligt i *Canterbury Tales* hur bonden har att ploga, tröska, gödsla och dika. Dikning nämns i flera svenska landskapslagar och i Magnus Eriksson landslag från 1430-talet (Degerman & Ekman 2004). Dikningsverksamhet i samband med nyodlingar var nämligen en förutsättning för att försörja en växande befolkning och möjliggöra en agrar utveckling. Dikesgrävningarna samordnades och i lagstiftningen reglerades till och med rätten att ansluta diken till större diken. I början av 1800-talet samordnas denna verksamhet av Hushållningssällskapen. Nu kom också mossdikningar och andra åtgärder för att höja skogsproduktionen. År 1879 kom en nationell Dikningslag. I jordbrukslandskapet började man efterhand (från cirka 1840) att kulvertera diken, så kallad täckdikning, för att få större sammanhängande åkerarealer.

Idag räknar vi med att 25% av våtmarkerna försvunnit nationellt. Det utdikade jordbrukslandskapet har skapat extrema högflöden och extrema lågvattenflöden sommartid. De kraftiga högflödena eroderar fårorna som gräver sig djupare, och därmed ökar erosionen av bifåror och grundvattennivåerna sänks ytterligare. I de djupa och breda fårorna blir sommarens extremt ringa lågvatten förödande för vattenlivet. Utdikning har även pågått med stor intensitet i den norrländska skogsbygden som ett led i att öka skogsproduktionen och det speciellt från tiden kring sekelskiftet 1900 och framåt.

Sedan början på medeltiden har man etablerat kvarnar i strömmande vatten. Mängden kvarnar kunde vara stor även i små vattendrag och de utgjorde med kvarndammarna ett hinder för fiskars vandring och växters spridning. Romantikern Frans Michael Franzén skrev 1824 i ”Floden och bäcken” om vilken nytta och rikedomar som vattnen skapade. Om den lilla bäcken hette det ”och dref ett *quarnhjul*, dref väl flera”. Kvarnarna är gamla i landskapet och en del av industrisamhällets framväxt. Först byggde man skvaltkvarnar i de mindre vattendragen. I den lilla Bastån på Hunnebergs nordöstra sluttning stod på en cirka kilometerlång sträcka sex skvaltkvarnar när Pehr Kalm passerade 1742. Vattenhjulet i en skvaltkvarn är till skillnad från hjulkvarnen placerad horisontellt. Skvaltkvarnen (Figur 41) är känd i Sverige sedan 1200-talet och sådana kvarnar kunde ägas av enskilda gårdar. I den äldre Västgötalagen (1200-talet) finns en liten balk om kvarnbygge och vattenrätt. I

Dalsland visade Kvarnkommissionens inventering år 1698 att i stort sett varannan gård hade egen kvarn, eller del i kvarn. Främst från 1800-talet började man gå samman och bygga de större hjulkvarnarna och då i större vattendrag. Den branta Röttleån (namnet betyder den rytande ån) i Gränna ned mot Vättern hade vattenkvarnar redan på 1200-talet. De omtalas år 1279 i ett pergament vid Nydala kloster. Därpå övertog Linköpings stift kvarnrätten. Sedermera anlades här Smålands första pappersbruk år 1646. I Forsviksån, Vättern, vet vi att nunnorna i Vadstena någon gång åren 1407–1410 ägde en vattenkvarn i Forsvik.



Figur 41. Skvaltkvarn med sitt typiska liggande kvarnhjul. Foto: Erik Degerman.

Kvarnarna blev sedan fröet till industrier. År 1447 anlades Sverige äldsta kända sågverk vid Forsviksån vid Vättern. Ungefär samtidigt anlades där också landets troligen första hammarsmedja. Hammarsmedjor innebar att man kunde hamra fram stångjärn ur osmundjärnet. Osmund- eller tackjärnet var råvaran som måste bearbetas vidare för att kunna användas. Med hjälp av träkol färskades järnet (man minskade innehållet av kol genom upphettning) och bearbetades av järnhammare. Vattenkraften drev både hammaren och blåsbälgen till färskningshärden. Stångjärnet exporterades sedan och Sverige blev alltså en råvaruexportör, men kunde i alla fall stå för viss vidareförädling. Stångjärnet betingade det dubbla priset vid försäljning jämfört med tackjärnet, men då till priset av en investering i vattenhammare och stor åtgång av skog till färskningshärden. En industri var född. Utnyttjandet av vattenkraft för att såga virke har också varit omfattande i vårt land. Förutom mindre bysågar, utvecklades och anlades relativt stora och vattendrivna sågverk i och med sågverksindustrins kraftiga expansion vid 1800-talets mitt.

Flottning av timmer har skett sedan hundratals år i våra vattendrag. Redan på 1400-talet flottades timmer i samband med bergsbruket. Även virke till skeppsbyggerier och tjärtunnor har flottats. Framförallt är timmerflottningen i vårt land förknippat med skogsindustrins stora genombrott under 1800-talet. Den intensivaste perioden var 1870–1960 då som mest 30 000 kilometer vattendrag i mellersta och norra Sverige var utlyst flottled (Törnlund & Östlund 2000). Timmerflottning förekom givetvis även efter ett stort antal vattendrag i södra Sverige under denna tid men inte i samma omfattning som den i Norrland. Flottning skedde utefter både

huvudvattendrag (älvflottning) och bivattdrag (bäckflottning) (Törnlund 2006). För att undvika att timret fastnade och orsakade väldiga timmerbrötar och påskynda utflottningen genomfördes olika flottledsarbeten. Det handlade om att stänga av sidofårar, rensa bottnar på större sten och block samt anlägga enorma stenpirar och träkonstruktioner för att kanalisera och leda timret (jämför Figur 8). I sidovattendragen byggdes också flottningsdammar som gjorde att man kunde samla vatten för att underlätta nedflottningen. Detta var arbeten och förbättringar av verkets transportleder som pågick under hela flottningsepoken. Flottningens effekter på hydrologi och morfologi, fauna och flora finns sammanfattande beskrivet av Christer Nilsson m fl (2007). Efter flottningsepoken vidtog vattenkraftutbyggnaden. Vattenkraften har haft inneburit en fortsatt påverkan av vattenlandskapets hydrologi, geomorfologi och ekologi.

De förändringar som människans brukande av vattnen främst orsakat är att konnektiviteten (de fria vandrings- och spridningsvägarna), de strömmande vattnen och forsarna, jordbruksåarna samt våtmarkerna med svämplanet påverkats mest i vattenlandskapet. Sammantaget berättar det påverkade vattendraget en historia, den tysta forsen och det rensade vattnet är en del av kulturarvet. Så levde man i forna dagar och här växte industrisamhället fram. Liksom våra vatten måste restaureras, måste de kulturhistoriska miljöerna bevaras där det kan ske utan att påverka den biologiska mångfalden och de nödvändiga ekosystemtjänster som vattenlandskapet ger.

6.2 Bevarandearbete

När det misstänks att värdefulla kulturmiljöer berörs av akvatisk restaurering är det viktigt att ha med expertis tidigt i ett restaureringsprojekt. Ofta kan enheten för kulturmiljöer (eller motsvarande) på länsstyrelsen vara behjälplig. Alternativt finns fristående konsulter med god kompetens. Exempel på bra rapporter som är tillgängliga på länsstyrelsernas hemsidor är Pettersson & Westin (2010) respektive Ulfheim (2014).

Riksantikvarieämbetet (RAÄ) har tagit fram en metod för att bedöma olika akvatiska kulturmiljöers känslighet för vattenrestaurering (Génétay m fl 2019). Processen bygger på fyra moment; beskrivande, analyserande, planerande och beslutande. Ofta saknas fullgott underlag över historiska kulturmiljöer utmed våra sjöar och vatten, speciellt sådana miljöer som inte är kopplade till olika byggnader eller byggnadsruiner.

Flottningsmiljöer ges som exempel i Riksantikvarieämbetets metod. Ämbetet skriver *"De olika beståndsdelarna har ett funktionellt samband men saknar ofta ett visuellt samband"*. Av detta följer att de synliga delarna bör tillåtas vara kvar, till exempel kilstensmurar (Figur 8). Där mindre fårar stenskotts eller fått stora massor sten uppvärkta utmed stränderna kanske partier av ena sidan av vattendraget kan lämnas opåverkad, medan andra sidan och själva fåran åtgärdas (Figur 42).

Metoden som föreslås för att bedöma akvatiska kulturmiljöers känslighet för vattenrestaurering kan kräva kompetens för att bedöma korrekt. Som rekommendationer ges att småskaliga industrimiljöer som kvarnar är beroende av att det visuella sambandet mellan de olika beståndsdelarna och vattnet finns kvar. Det ska även *"vara möjligt att röra sig längs bäcken från dammen, nedströms och förstå vattnets*

betydelse för driften av de olika beståndsdelarna. Miljön är känslig för större ingrepp och att det tillförs nya strukturer. Miljön kan även vara känslig för markingrepp eftersom det kan finnas dolda beståndsdelar.” I en plan för restaurering ska detta arbetas in i enlighet med rekommendationerna från RAÄ.



Figur 42. Det var inte bara de stora älvarna som rensades för flottning av timmer. Naturligtvis är den påverkade ån också en kulturmiljö. Men denna påverkan har så stor negativ inverkan på biologisk mångfald och ekosystemtjänster att restaurering måste ske. Vissa partier av ena stranden kan dock lämnas om de utgör en del i ett system av flottningsmiljöer i landskapet som man vill bevara och lyfta fram. Hemlingsån i Västernorrland. Foto: Oskar Norrgrann.

6.3 Hänsyn till det rörliga friluftslivet

Lyckade restaureringsprojekt där kulturmiljövärden och det rörliga friluftslivet beaktats brukar vara de med god planering och **samverkan** (avsnitt 2.3) mellan lokala aktörer och myndigheter innan åtgärder startar (Grann 2003, Dederling 2005).

Kulturminnen genererar förstås ett rörligt friluftsliv av intresserade. Därutöver finns andra delar av friluftslivet som är knutna till vattenlandskapet. Främst kanske man tänker på båtliv, fiske och bad. Varje vatten kan inte göras enkelt tillgängligt för det rörliga friluftslivet. Det kan vara känsliga miljöer eller störningskänsliga arter i området. Därmed menas inte att folk ska utestängas, men deras behov prioriteras lägre än rehabilitering och skydd av naturen i många områden. I förlängningen gynnar det naturligtvis det rörliga friluftslivet. Lämpligt är dock att i planeringsprocessen klassa vattnets målbild (kapitel 10) inte bara utifrån ekologisk funktion, ekosystemprocesser och kulturmiljöer utan även inbegripa rörligt friluftsliv.

Bedöm i målbilden i vilken utsträckning delar av området ska ytterligare tillgängliggöras och om styrning av det rörliga friluftslivet behövs. Vi kan inte arbeta med att tillgängliggöra speciellt känsliga miljöer (till exempel med känsliga våtmarker,

lekområden för fisk och häckningslokaler för känsligt eller skyddsvärt fågelliv) om det motverkar syftet med restaureringen. Detta är en avvägning som får göras från fall till fall - och i samråd.

Vi har nämnt tidigare hur man vid genomförandet av restaureringsåtgärder i Lögdeälven inom projektet ”Reborn” lät fiskeintresserade vara med i fält och lämna synpunkter på åtgärderna. Syftet var främst att bevara bra fiskeplatser och det handlade om ett fåtal speciella platser utmed älven. Åtgärderna som helhet gynnade naturligtvis den naturliga fiskfaunan. På samma sätt kan personer intresserade av fåglar ha synpunkter på utformning av kantzoner med dess våtmarker och sjöregleringar. Detta behandlas närmare i kapitel 13 och 16.

Vid Nittälven, Örebro län, har man i fält diskuterat utformning av åtgärder med företrädare för kanotsporten. De specifika åtgärder som framkommit från Svenska Kanotförbundet har vi beskrivit under de olika åtgärdsavsnitten. I korthet kan det sägas vara att undvika potentiellt livsfarliga åtgärder som stora mängder död ved anlagda så att kanotister kan fastna, och att behålla en tydlig öppen fåra genom forsar som ger longitudinell konnektivitet mellan lugnare partier. Genom att låta den navigerbara fåran slingra kan ett naturligt utseende erhållas. Ju lägre vattenhastighet, ju smalare kan den öppna delen göras men minst 1,5 till 2 m bredd bör eftersträvas. Grovt sätt kan man anta att kanotister är intresserade av små vattendrag om de har ett högflöde på 3–4 m³/s. I större vattendrag går det ofta att ta sig fram vid alla flöden.

Vid **generell hänsyn** till kanotsporten vid restaurering av vattendrag beakta att:

- Lägg större block/stengrupper som styr fåran, men inte tätare i svängarna än att en kanotist kan manövrera, svängradier kortare än 20 m bör undvikas.
- Uppströms besvärligare partier bör strandnära stenblock placeras så att ett större bakvatten vid stranden bildas där en kanot kan komma in till stranden för rekognosering/upptag.
- Använd aldrig sprängsten vid restaurering eftersom de vassa kanterna kan skada såväl kanoter som simmande kanotister. Se upp för järnarmeringar vid utrivning av ledmurar.
- Lägg generellt inte död ved i form av hela träd tvärs hela vattendragsfåran, hellre längs med stranden och vinklade snett ut från stranden. Olycklig placerad grov ved är den vanligaste orsaken till fatala olyckor vid paddling i strömmande vatten.
- Naturlig död ved som fallit i vattnet bör dock ligga som den fallit.
- Den enskilde kanotisten måste själv göra en bedömning av sin och farkostens kapacitet. Det går inte att paddla alla vatten eller alla flöden! (Figur 43).

Där det bedöms viktigt att ta **speciell hänsyn** till kanotsporten kan man även:

- Informera gärna vid ramper/isättningsplatser vilken typ av fors som finns nedströms. Drönarbilder kan vara idealiskt.
- Skapa möjlighet att ta i land farkosten (lateral konnektivitet) och ta sig förbi besvärliga partier.
- Idealiskt finns automatisk avläsning av flödesnivåer som är tillgänglig via Internet.
- Skapa, vid behov, öppningar i fåran förbi död ved i forsande partier.

- Ta bort farliga brötbildningar om det är hög fart på vattnet som kan trycka in kanoter i dem.



Figur 43. Den lilla Kungsforsen i Mörrumsån kan vara nog så besvärlig för den oerfarne kanotisten, men en munsbit för den erfarne forspaddlaren. Foto: Erik Degerman.

7. Status, påverkan och brist

7.1 Bedömning av ekologisk status

Statusen hos ett vatten kan bedömas med ett flertal verktyg som är tillgängliga idag. Vanligast är den bedömning av ekologisk status som görs inom Vattenförvaltningen enligt "Ramdirektivet för vatten". Bedömning av ekologisk status är en väl utformad metod som finns beskriven på Havs- och vattenmyndighetens hemsida. Där återfinns även de föreskrifter som gäller vid den statusbedömning som sker vid Vattenmyndigheterna och länsstyrelserna. Den ekologiska statusen ska vägas samman utifrån fasta principer kring de biologiska, fysikalisk-kemiska, hydromorfologiska bedömningsgrunderna och klassificeras utifrån i femgradig skala (hög, god, måttlig, otillfredsställande och dålig).

Viktigast för klassning av den ekologiska statusen enligt "Ramdirektivet för vatten" är att bedöma de biologiska kvalitetsfaktorerna. Den bedömningen stöds sedan av bedömning av hydromorfologi (avsnitt 7.2) och särskilda förorenande ämnen. För den senare "särskilda förorenande ämnen" (SFÄ) har Havs- och vattenmyndigheten tagit fram bedömningsgrunder för 26 ämnen.

Som biologiska kvalitetsfaktorer kan man använda undersökning av fisk i sjöar och vattendrag, bottenjur i sjöar och vattendrag, högre växter i sjöar, kiselalger i vattendrag och växtplankton i sjöar. Det bör noteras att dessa olika biologiska indikatorer inte alltid visar samma grad av påverkan på ett vattensystem och att det skiljer betydligt i den typ av påverkan de kan detektera. Kiselalger säger till exempel lite om hydromorfologisk påverkan, där är istället fisk överlägsen indikator (Marzin m fl 2012).

Den ekologiska statusen bedöms genom att jämföra dagens tillstånd med ett teoretiskt referenstillstånd. Avviker dagens tillstånd inte alls eller mycket lite ges bedömningen "Hög" eller "God" status. I regel kräver sådana vatten inga restaureringsåtgärder, men kan vara del i större projekt där de kan utgöra viktiga värdekärnor (avsnitt 8.2) där arter finns som kan spridas till restaurerade vatten. Notera att i Vattenförvaltningen enligt EU:s ramdirektiv för vatten så är utgångspunkten att minst god status ska uppnås och att statusen inte får försämrats. Målet är alltså inte att uppnå referensförhållanden, utan snarare en acceptabel nivå av påverkan på ekosystemet som medger en förväntad biologisk mångfald och funktion – långsiktigt gynnsamma förhållanden för naturliga alla arter och ekosystemfunktioner.

Landets sötvatten har delats in i vattenförekomster. För var och en av dessa finns idag fastställda bedömningar av den ekologiska statusen att hämta från databasen VISS (Viss.lansstyrelsen.se). Dessa bedömningar uppdateras vart sjätte år. I VISS återfinns dels den samlade bedömningen utifrån alla kvalitetsfaktorer (den ekologiska statusen), dels bedömningen för varje enskild kvalitetsfaktor.

Vattenförekomsterna omfattar alla sjöar med en storlek över 50 hektar och vattendrag med en storlek på avrinningsområdet över 10 km². Det betyder att de minsta vattnen inte finns bedömda, men ofta ingår de i en vattenförekomst och man kan få god vägledning om tillståndet (och även påverkan) via VISS.

7.2 Hydromorfologisk status

Bedömningen av den hydromorfologiska statusen är en del i den samlade bedömningen av ett vattens ekologiska status. De hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna som används i Vattenförvaltningen omfattar konnektivitet, hydrologisk regim samt morfologiskt tillstånd. Detta innebär till exempel vad avser **hydrologisk regim** att en bedömning finns av underliggande faktorer som vattenflödesvolym, vattenflödesdynamik och tillgänglig flödeseffekt relativt referensförhållandet. När det gäller **morfologiskt tillstånd** i vattendrag har man använt fårans form, vattendragets planform, fårans bottenstruktur, död ved i vattendrag, strukturer i vattendrag, vattendragets kanter, vattendragets närområde och svämplanets strukturer och funktion. För den som är intresserad av att studera ett vattens status finns således en omfattande mängd kvalitetssäkrad information.

De hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna omfattar både sjöar och vattendrag (Figur 44). Man bedömer enskilda faktorer i förhållande till ett ursprungligt referenstillstånd. Statusen är avvikelsen från referenstillståndet, dvs ofta hur det såg ut förr utan påverkan.



Figur 44. De enskilda faktorer som bedöms i sjöar respektive vattendrag för att beskriva hydromorfologisk status.

I både sjöar och vattendrag bedöms **konnektivitet** utgående från befintlig fiskfauna respektive åtkomligheten till svämplanet, det vill säga longitudinell respektive lateral konnektivitet (avsnitt 1.6). Vad gäller fiskars vandringar anges helt enkelt hur stor andel av de ursprungliga arterna (vid ett tänkt referensförhållande) som kan vandra. Man använder beteckningen ”vandringsbenägna arterna”, men dit bör ju i realiteten alla fiskarter räknas (Näslund m fl 2013a). Dessutom beaktas om en art finns kvar, men i reducerad kapacitet. Detta kan till exempel gälla öring som blivit strömlevande på grund av vandringshinder, efter att tidigare ha varit vandrande. Förvånansvärt nog anges statusen som god även om en art av fyra ursprungliga (25%) inte kan vandra/försvunnit. Har mer än 25% av arterna försvunnit eller reducerats bedöms statusen som måttlig.

För den som är intresserad av att studera ett vattens status finns således en omfattande mängd kvalitetssäkrad bakgrundsinformation, även om den samlade bedömningen baseras på ibland svårförståeliga kriterier. Materialet är i vissa avseenden omfattande. Det kan därför vara motiverat att vända sig till länsstyrelsen för att få hjälp med att ta fram de väsentliga delarna.

7.3 Kompletterande uppgifter

Det kan finnas behov av mer detaljerad kompletterad information eller information riktad till specifika arter eller habitat för att bedöma statusen för ett vatten. Speciellt gäller detta om vattnet hyser nyckelarter eller vattnet inte har bedömts (avsnitt 8). Ibland nödgas man genomföra egna studier för att bedöma statusen i ett oklassat vatten, eller där dataunderlaget är bristfälligt. Så långt möjligt ska då undersökningar bedrivas med de standardiserade **undersökningstyper** som finns.

Länsstyrelserna har en databas över genomförda **biotopkarteringar**. Biotopkartering är en metod som anpassats just till statusbedömning av vattendrags hydromorfologi, men ger även information om olika former av påverkanstryck. Länsstyrelserna har också en gemensam databas över **åtgärder i vatten** (ÅiV). Där ska genomförda restaureringsåtgärder finnas redovisade för varje vattensystem.

För att samla resultaten av miljöundersökningar enligt undersökningstyperna som utförs i landet finns nationella databaser där några universitetsinstitutioner och institut utgör nationella **datavärddar**. Dessa databaser är tillgängliga över Internet, vilket ger en möjlighet att dels se vilka undersökningar som genomförts i era vatten, dels se resultatet och hur det bedömts. Institutionen för akvatiska resurser vid Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU Aqua) är datavärd för databaser om provfisker i sjöar och hav. I Svenskt ElfiskeRegiSter (**SERS**) finns registrerat de elfiskeundersökningar som genomförs i landet. I NatiOnellt Register över Sjöprovfisker (**NORS**) finns genomförda sjöprovfisker i sötvatten. I Kustfiskedatabasen (**KUL**) redovisas genomförda provfisker på kusten inom regional och nationell miljöövervakning. I SLU Artdatabankens **Musselportal** finns data om standardiserade inventeringar av stormusslor. Vattenkemiska data finns också att tillgå via SLU och för grundvatten via SGU (Sveriges Geologiska Undersökning).

Tolkning av provfiskedata

Vid de olika provfiskerna får man inte bara veta förekommande arter och deras kvantitet, utan även en bedömning av den ekologiska statusen bedömt enbart från provfiskedata. Allt detta återfinns på datavärdens hemsida. För provfiske i rinnande vatten bedöms statusen med indexet VIX (Beier m fl 2007) och för sjöprovfiske (Figur 45) med indexet EQR8 (Holmgren m fl 2007).

Man kan också själv jämföra sitt provfiskeresultat med alla liknande vatten eller bara med liknande vatten med god ekologisk status. Man kan alltså jämföra med hur det ser ut i omvärlden generellt, eller mer specifikt i bra vatten. Det första kan vara bra för att veta var man står, det senare för att sätta nivåer för varthän man vill sträva. Alla detaljer finns förtecknade i något som kallas "Jämför- och referensvärden" (Degerman m fl 2016, Kinnerbäck 2013) och ligger på Datavärdens hemsida. En genomgång av detta återfinns i Sportfiskarnas bok "Fiskevård" (Degerman & Näslund 2017).



Figur 45. . Standardiserat provfiske med bottensatta översiktsnät. Ett visst antal nät sätts utgående från sjöns yta och djupförhållanden enligt den gällande undersökningstypen. Inrapportering av data till datavärden vid SLU ger möjlighet att beräkna fiskbeståndens status. Foto: Länsstyrelsen i Jämtlands län

Nu är den skattning av ekologisk status som ges bara ett hjälpmedel och inte alltid hela bilden. Utgående från genomförda undersökningar kan man komma längre i sin bedömning av vattnets status. Vi ger här endast exempel på hur elfiskedata (Figur 46) kan tolkas ytterligare än den bedömning av ekologisk status utgående från provfisket som ges. För att hitta jämförbara vattendrag delas landet in i fjällområdet, och sedan tre skilda vattentyper i Norrland, de med bara strömlevande bestånd av laxfisk, de med insjövandrande och de med havsvandrande. Indelningen för södra Sverige (söder om Dalälven) är motsvarande (Tabell 1).

Tabell 1. Totala antalet fångade fiskarter inom den avfiskade ytan vid standardiserat elfiske enligt uppgifter i SLU:s databas över elfisken (SERS). Medianen (50%-percentilen) är normalvärdet. I samtliga regioner och typer av vattendrag har man gått bet och inte fångat någon fisk alls vid något elfisketillfälle. Ofta beror det på effekter av förorening eller giftutsläpp, men i en del fall av att man fiskat för liten yta (ofta under 100 kvadratmeter). Notera att vattendrag med havsvandrande bestånd ofta uppvisar fler arter eftersom vandringsvägarna till havet ligger öppna. Normalt är dock att man bara fångar 2–3 arter vid ett enskilda elfiske.

Alla vattendrag	Min	25%-percentil	50%-percentil	75%-percentil	Max
Fjällområdet	0	1	2	2	5
Norrlands inland	0	1	2	3	8
Norrland insjövandrande	0	1	2	3	7
Norrland havsvandrande	0	2	3	5	10
Södra Sverige	0	1	2	3	10
Södra Sv. Insjövandrande	0	1	2	3	9
Södra Sv. Havsvandrande	0	2	3	4	13

Tänk på att elfiske bara sker i ett begränsat habitat där främst strömlevande fiskar förekommer. Alltså är simpor, lax, öring och elritsa flitigare förekommande än i närliggande sjöar där säkert mört och abborre är vanligare.

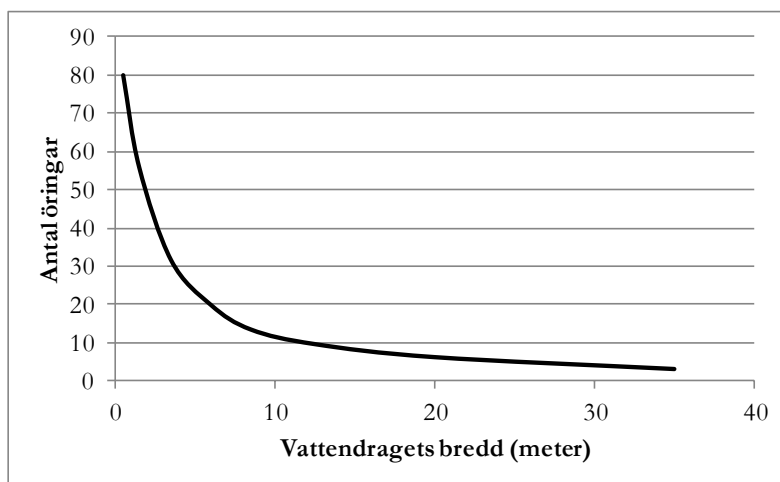


Figur 46. Elfiske genom att vada i vattendraget på grunda, strömmande partier. Magnus (till vänster i bild) håller i höger hand en elfiskestav (anod) som skickar ut en spänning (hög spänning, men låg strömstyrka) i vattnet. Därvid anlockas fisk som han fångar oskadd i håven. Magnus till höger i bild (röd tröja) är medhjälpare som tar hand om fångad fisk.

Tabell 2. Andel (%) av genomförda elfisketillfällen som olika arter fångats vid standardiserat elfiske. Totalt ingår inemot 50 000 elfisketillfällen genomförda under juli-september. Lax förekom självfallet bara i vattendrag med havsvandrade bestånd, medan öring förekommer i huvuddelen av landets alla vattendragsavsnitt med strömmande vatten och hårdbotten. Vissa arter var ganska jämt förekommande över landet, till exempel lake som dock saknas i ett antal vattendrag på västkusten. Elritsa är också en vanlig art, som däremot inte är lika vanligt förekommande i sjöar - troligen på grund av konkurrens och predation. Några arter har en klart sydligt utbredning - ål, mört och benlöja.

Region och vattentyp	Lax	Öring	Harr	Bergsimpa	Stensimpa	Ål
Fjällområdet	0	88,9	2,3	22,3	0,2	0
Norrlands inland	0	76,8	9,5	5,1	45,2	0,1
Norrland insjövandrande	0	91,2	13,9	18,8	25,9	0,1
Norrland havsvandrande	53,7	76,25	28,2	19,8	58,4	0,7
Södra Sverige	0	72,4	1,1	6,9	17,3	6,6
Södra Sv. Insjövandrande	0	94,1	1,3	10	16	5,4
Södra Sv. Havsvandrande	42	87,8	0	2,8	13,5	37,4
Region och vattentyp	Lake	Abborre	Mört	Elritsa	Gädda	Benlöja
Fjällområdet	13,7	0	0	18,2	0,1	0
Norrlands inland	20,6	6,2	0,4	23,7	14,3	0,2
Norrland insjövandrande	22,2	4,2	1,9	21,8	11,1	0,1
Norrland havsvandrande	29,8	5,7	4,3	46,2	10,8	1
Södra Sverige	21,3	16,3	12,8	39,2	24,8	2
Södra Sv. Insjövandrande	22,4	16,6	9,3	25,3	16	2,3
Södra Sv. Havsvandrande	10,5	9,6	14	30	15,5	4,5

Det som vanligen är i fokus är tätheten av olika arter, det vill säga det beräknade antalet individer per 100 kvadratmeter (100 m²), och då framför allt för öring, lax och harr. Vi fokuserar på öring. Vid vadningselfiske är det unga individer, oftast årsungar (0+; 0 år gamla plus en sommar) eller något äldre individer (1+, 2+) som fångas. Dessa uppehåller sig strandnära på grunt vatten. När vattendraget blir större (bredare) så är det inte säkert att miljön för öringungar ökar i areal. Strandzonen blir ju mindre i förhållande till vattendragets bredd. Därför minskar tätheten av öringungar med vattendragets bredd (Figur 47).



Figur 47. Antalet öringungar per 100 kvadratmeter minskar naturligt med vattendragets bredd eftersom öringungarna står utefter stränderna och mer sällan ute i vattendraget. Data från inemot 50 000 elfisketillfällen från hela Sverige. Ni kan alltså inte jämföra två olikstora vattendrag rakt av!

Detta (Figur 47) innebär att vi måste ta hänsyn till hur stort vattendraget är när vi gör jämförelser. Dessutom skiljer det beroende på om öringen är vandrande (insjööring, havsöring) eller lever hela sitt liv i vattendraget (strömöring). I det senare fallet trängs alla åldrar på samma plats i vattendraget och tätheten av öringungar kan inte bli så stor som när de lever själva därför att äldre fiskar vandrat iväg.

Som ni nu insett är det en komplex historia att jämföra tätheterna av öring vid elfiske mellan vattendrag och regioner. Vi hänvisar åter till rapporten över jämförvärden, men ger också en enkel tabell för egna jämförelser. Återigen bygger tabellen på percentiler, där 50%-percentilen är det värde som redovisas. Det värdet, medianen, är det mittersta värdet, det mest typiska. Vi har valt att redovisa för typiska öringvattendrag i storleksintervallet 2,5 till 7,5 meters bredd (Tabell 3).

Tabell 3. Normal täthet (median) samt inom parentes 25%- och 75%-percentil för öring vid elfiske i olika regioner i landet i vattendrag som är 2,5–7,5 meter breda. Om ni har ett sådant vattendrag med strömlevande öring i Norrlands inland så skulle en täthet (antal ungar per 100 kvadratmeter) runt 9,2 betraktas som normal. Skulle ni ligga på tätheter under 25%-percentilen, det vill säga under 2, så är beståndet svagt. På samma sätt är beståndet starkt om det ligger över 22.

Alla vattendrag	Strömlevande	Insjövandrande	Havsvandrande
Fjällområdet	7,2 (2-16)	15,2 (5-42)	-
Norrlands inland	9,2 (2-21)	-	-
Norrland insjövandrande	-	13,9 (5-38)	-
Norrland havsvandrande	-	-	19,4 (6-42)
Södra Sverige	8,2 (1-22)	-	-
Södra Sv. insjövandrande	-	29,2 (10-69)	-
Södra Sv. havsvandrande	-	-	38,9 (11-84)

7.4 Sammanvägd bedömning av status

Det finns således en mängd verktyg för att bedöma ett vattens status. Bedömningen görs av myndigheterna för varje vattenförekomst, en indelning som bestämt regionalt och ofta omfattar en kortare sträcka av ett vattendrag eller en enskild sjö. Ibland kan vattenförekomsten utgöras av större enheter, eller helt enkelt bara närområdet till ett kraftverk. Statusen har fastställts av Vattenmyndigheterna/länsstyrelsen på denna skala.

Arbetar man med restaurering i liten skala bör man beakta de olika bedömningarna för de samlade vattenförekomsterna inom området. Det är enklare att få goda resultat i ett påverkat område om det ligger vattenområden med god status i närheten. Lyft alltid blicken och fundera över hela vattenlandskapet, även om ni bara tänker åtgärda en liten, liten del.

7.5 Påverkansanalys

Om statusen inte är bra bör en **påverkansanalys** göras. I samband med detta görs en **bristanalys** som fokuserar på två saker, dels vilken/vilka komponenter som saknas i miljön (**kritiska habitat och processer**), dels hur viktig en återskapad miljö är i vattenlandskapet. I denna bristanalys bör man alltså ha en vidare syn än enbart ekologisk status.

Påverkansanalys är en metod för att identifiera vilka miljöproblem ett vatten har. Inom Vattenförvaltningen görs påverkansanalys ofta enligt modellen DAPSIR (Elliott m fl 2017). Tanken är att tydliggöra sambanden mellan vad som ger påverkan, typen av påverkan och vilket miljötillstånd det ger. Även om detta är ett verktyg för större områden kan tänkesättet användas lokalt och i liten skala.

D – drivkrafter (drivers). Den bakomliggande orsaken till påverkande aktiviteter.
A – aktiviteter (activities). Aktiviteter inom och utanför avrinningsområdet som ger påverkan.
P – belastningar (pressures). Den typ och storlek av belastning som finns.
S – tillstånd (state). Den ekologiska statusen eller andra mått på miljöns tillstånd.
I – påverkan (impact). Vilken effekt miljötillståndet får på samhället, typ ekosystemtjänster.
R – respons (response). Hur samhället svarar eller kan svara på miljötillstånd och dess påverkan på samhället.

Oftast är påverkan inte en linjär process, utan ett cykliskt förlopp där responsen från samhället kan förändra både aktiviteter samt belastningar och därmed tillståndet.

En DAPSIR för vattenkraftpåverkan (Söderqvist m fl 2019) utgår från samhällets behov av energi (Drivkrafter) som resulterat i vattenkraftutbyggnaden (Aktiviteter). Belastningarna (Pressures) från detta är många, till exempel störd flödesregim, bruten konnektivitet, onaturliga vattenståndsvariationer i reservoarer och nedströms kraftverk, störd sedimenttransport et cetera (Näslund m fl 2013b). Detta resulterar i försämrad ekologisk status (tillstånd). Påverkan (impact) på samhället är i form av förlorad biologisk mångfald, resiliens, fiskproduktion och ekosystemtjänster. Samhällets svar (respons) på just effekter av vattenkraftutnyttjandet har hittills varit ringa, men en begränsad omprövning av vattenkraftens miljövillkor förväntas ske från 2022.

Det finns ingen anledning att gå hela DAPSIR-kedjan för ett enstaka restaureringsprojekt. A-P-S och möjligen I bör räcka. Någon ”kokbok” för hur detta bör ske finns inte så vitt känt utan en anpassning får ske regionalt. Det viktiga är att man lyfter blicken från vattnet och tittar uppströms och ut i terrängen – finns här svaret på varför det ser ut som det gör?

7.6 Bristanalys

När statusen inte är bra och man till och med gjort en påverkansanalys så kan det ändå finnas ett behov av att se hur mycket påverkan vattnet tål och vad som krävs för att det ska fungera normalt igen. Det sker lämpligen i en **bristanalys** där man stegvis checkar av vad som krävs för att ekosystemet ska fungera, om än inte i full produktion. Bristanalys bygger på insikten att människan påverkar ekosystemen och på antagandet att en viss påverkan är nödvändig och acceptabel. Man söker finna en balans mellan samhällets behov och hur man samtidigt bevarar den biologiska mångfalden (Angelstam & Mikusinski 2001).

Ofta använder man sig av nyckelarter för sin bedömning. En klassisk fråga är: **”Hur mycket habitat behövs?”**. Hur mycket habitat behövs till exempel för att en art ska kunna finnas kvar i landskapet som en tillräckligt stark population med långsiktig överlevnad och bibehållen genetisk variation? Finns det **tröskelvärden** (avsnitt 10.3)? Vi vet att det finns tröskelvärden för vattenkvalitet, som till exempel pH och syre, men det finns också tröskelvärden för habitatet (Fahrig 2001, Degerman m fl 2015). Bristanalys kan ske i den lilla skalan, räcker mängden lekområden för gädda i sjön, till den stora skalan, räcker mängden tillgängligt uppväxthabitat i sötvatten i Europa för att bevara ålen?

Efterhand som arbetet med bristanalys fortsatt har man utvidgat grundfrågan till att vara **”Hur mycket habitat och av vilken kvalitet behövs?”**. Det räcker ju inte med att det finns skog för fåglar. Det ska vara skog som erbjuder födomöjligheter. Klassiska är studierna om hackspettar som visades behöva en viss mängd döda stående lövträd per hektar för att kunna överleva (Angelstam m fl 2002). Hackspettar letar föda i form av feta insektslarver i de döda träden. Rent teoretiskt kan en population överleva på en mindre habitatyta om kvalitén på habitatet förbättras (Fahrig 2001). Detta är en viktig slutsats eftersom många habitat decimerats och försämrats i kvalitet. Ska populationer av olika arter fortleva kan vi till och med

behöva restaurera förbi det vi antar är det normala ursprungstillståndet för det aktuella habitatet.

Vi föreslår att man i sin bristanalys jobbar separat med miljöförhållandena. När det gäller miljön kan det vara lämpligt att jobba med de **Fyra K** som beskriver det akvatiska landskapet (Degerman & Näslund 2017):

- **Kontinuitet**
- **Kvalitet**
- **Kvantitet**
- **Konnektivitet.**

Kontinuitet handlar om tid, att det funnits tid för ett vatten att normaliseras efter en störning, eller att det gått tillräckligt lång tid efter en åtgärd för att den ska ha hunnit verka. Ha inte för bråttom att döma ut ett vatten efter en restaureringsåtgärd. Det tar ofta fem till tjugo år innan man ser effekter av åtgärder, ibland den dubbla tiden allt beroende på hur snabb generationstid och spridningsmöjligheter aktuella arter har. Återetablering av en ekologiskt funktionell kantzoon (kapitel 16) kan ta ännu längre tid.

Kvalitet på habitat är kanske den viktigaste faktorn och innefattar allt från vattenkemiska förhållanden och vattenflöden till fysisk miljö som stenar, död ved och fungerande kantzoner. Har sjön eller vattendraget verkligen den kvalitet som krävs för de arter ni främst satsar på? Det är ingen idé att jobba med flodpärlmussla om det är för mycket finsediment i bottenarna (Österling m fl 2010) – kan det åtgärdas? Hur mycket och till vilken nivå krävs i så fall?

Kvantitet av habitat är nästa viktiga faktor. Det räcker ju inte att ha toppenbra kvalitet på en kvadratmeter. Vi vet till exempel strömlevande öring behöver en viss längd av strömmande vatten för att kunna bilda en population (Degerman m fl 2015). Ofta begränsas fiskarter av otillräckligt stora lekområden eller brist på syresatta djupvatten när sommaren är som hetast.

Konnektivitet är en term som sammanfattar arters möjlighet att röra sig fritt i vattenlandskapet. Om det finns fläckar av strömhabitat med bra kvalitet, men det är långt däremellan kan det vara svårt för till exempel uter att hitta tillräckligt med habitat. Kan uttern nå dit den behöver?

Vilket eller vilka av de fyra K verkar vara begränsande? Kan man fördjupa analysen och se mer i detalj vad bristen är?

7.7 Kritiska habitat och processer

Det finns många olika habitat som kan vara kritiska för en arts överlevnad. I vid bemärkelse är strömhabitat ett kritiskt habitat för en mängd arter i vattendrag. I den hårt reglerade Umeälven återstår idag bara 1% av längden som strömhabitat från ett ursprungligt värde på 38% (Widén m fl 2021a).

Vid en finare indelning kan till exempel den **hyporheiska zonen** (avsnitt 1.6) pekas ut som ett kritiskt habitat i strömmiljön för rekrytering av stormusslor och laxfisk samt för ett antal arter av bottenjur. Habitatkvaliteten i den hyporheiska zonen, det vill säga i vattendrags översta bottenlager, bestäms av syretillgång, sedimentgrovlek,

mängd finsediment och organiskt material (Strayer m fl 1997). Det finns också habitat som är absolut nödvändiga under bara en kort tid, till exempel djupa höljar vid torka – ett **refugium**. Och i framtiden kommer **kallvattenrefugier** att bli allt viktigare (avsnitt 5.6). Ofta är villkoren för de kritiska habitaterna art- och storleksspecifika (Hodges & Magoulick 2011).

Ofta förbisett är de krav olika arter har på sitt vinterhabitat. För många av bottendjuren handlar det ofta om att övervintra på plats, ofta begravd i substratet. För unga laxfiskar finns det numer en begränsad litteratur om hur övervintringsmiljöer bör se ut. Det handlar om miljöer med överhängande skydd, till exempel is, och lägre strömhastighet med möjlighet att krypa ner i håligheter i bottensubstratet (Huusko m fl 2007). Områden med **kravis** undviks (avsnitt 3.2). Kravet på en lägre vattenhastighet gör att årsungar av öring förekommer över botten med finsediment till grus, medan större öring återfanns i områden med grövre substrat (Riley m fl 2006). Ofta på något djupare botten än sommartid (Kemp m fl 2017). Ung harr övervintrar vid något högre vattenhastighet och lite djupare än öring (Riley m fl 2006).

7.8 Exempel på riktlinjer från Kanada

Kanada har likheter med Sverige med en dominans av boreal skog och med sydliga jordbruksområden. Dock har man betydligt större andel subarktiska och rent arktiska miljöer. Storskaligt skogs- och jordbruk, gruvverksamhet och tätorter påverkar landskapet. Sedan 1990-talet har man arbetat med att kvantifiera den mängd habitat som behövs för biologisk mångfald och livskraftiga populationer av naturliga arter. Riktlinjer har tagits fram för många naturtyper och habitat. Man är nog med att framhålla att riktlinjer är en vägledning och inte ett mål i sig, utan utgör minimikrav! Vi samlar några av de riktlinjer som kan vara intressanta för svenska förhållanden. Den som vill läsa mer kan leta upp publikationen på Internet (Environment Canada 2013).

- Andelen våtmark i avrinningsområde – 10% idag eller 40% av den historiska nivån ska skyddas och restaureras.
- Kantzon utmed vattendrag – en 30 m bred zon på båda sidor utmed 75% av längden.
- Hårdgjord yta i tätorter – högst 10%, men i redan kraftigt påverkade områden 25–30%.

De här riktlinjerna använder vi i senare kapitel som en del av den målbild som bör sättas. Förhoppningsvis kan fler sådana riktlinjer tas fram för svenska förhållanden av oberoende forskning.

8. Prioritering av områden och åtgärder

8.1 Inledning

Prioritering av vatten att restaurera kan ske utifrån en mängd olika aspekter och behov. Ibland kanske man inte ens behöver fundera djupare över detta med prioritering. Man har ett dämme som inte längre har någon funktion och därför bör rivas. Då vet man ju att man återställer det lokala vattnet till vad det var förr. Kanske behöver man bara fundera på om oönskade arter kan spridas, men generellt är det inget argument mot att ta bort ett hinder. Likaså kanske man vill åtgärda en kort sträcka genom att lägga tillbaka stor sten eller göra lekområden för fisk, då är det i regel inte aktuellt att prioritera i något landskapsperspektiv.

I en större skala är vår grundprincip att rehabilitera så mycket vatten och kantzon som möjligt så att vattenlandskapet återställs och bevaras på nivåer som långsiktigt säkrar alla ekosystemets naturliga funktioner, primärt biologisk mångfald, ekologisk produktion och ekosystemtjänster, på en funktionell nivå. En avvägning bör ske mot andra behov i samhället, men utgångspunkten ska vara att det är möjligt att nå det uppsatta målet i samtliga vatten. Med begreppet funktionell menas att naturliga populationer ska ha en gynnsam bevarandestatus och kunna fortleva långsiktigt utan risk för genetisk utarmning. Rehabilitering är därför att återställa systemet kvalitativt så att det fungerar av sig självt och på en sådan kvantitativ nivå att den biologiska mångfalden och ekosystemtjänsterna är långsiktigt hållbara, om än inte av full kvantitet/produktion. Produktionen, eller om man så vill populationsstorleken för de arter som ingår, bör vara så stor som är naturligt, men även en reducerad produktion/storlek kan accepteras om övriga villkor uppfylls.

Prioritering måste fokusera på vatten där värden riskerar att förloras, till exempel i form av rödlistade arter eller hotade stammar, unika miljöer, nyckelprocesser för ekosystemet och ekonomiskt viktiga vatten, till exempel för fiskproduktion. Det senare kan vara vatten av stort intresse för rörligt friluftsliv. När det gäller unika miljöer är strömmande habitat, med naturlig flödesvariation och naturliga vattennivåer, bristvaror i många vatten som byggts ut för vattenkraft.

Prioritering måste på kort sikt också ske ur en kostnads-nyttö-aspekt. Även om det går att rehabilitera alla vatten så kan kostnaderna för vissa vatten bli så höga att åtgärder måste anstå. Det finns momentant bara ett visst ”**åtgärdsutrymme**” (Jansson m fl 2017) – en begränsad mängd medel och andra resurser som tillgänglig kompetens och tid.

Sammantaget innebär detta att prioritering är svårt, men oftast måste genomföras och så sker kontinuerligt i samhället på olika nivåer. Den övergripande prioriteringen sköts på en nationell nivå av riksdag, regering och olika myndigheter, till exempel genom medelstildelning eller lagstiftning. Här kommer vi därför att fokusera på prioritering på den regionala-lokala nivån, främst på val av plats och direkta åtgärder. Vilka vattenområden som ska prioriteras regionalt har länsstyrelserna utarbetade planer för och prioriterade vatten finns oftast utpekade.

8.2 Nyckelbiotoper, värdekärnor och vädetrakter

Som påpekats i kapitel 2 har restaureringsåtgärder störst möjlighet att lyckas om de genomförs i områden som ligger i anslutning till intakta miljöer. Artdatabanken har i en rapport definierat de olika begreppen nyckelbiotoper, värdekärnor och vädetrakter (von Wachenfeldt m fl 2015). Det gäller att lokalisera dessa områden och sedan skydda, restaurera och se till att de kan interagera med varandra och intilliggande områden med lägre kvalitet.

Nyckelbiotoper är ”områden med böga naturvärden där rödlistade djur- eller växtarter som är akut hotade, sårbara, sällsynta eller hänsynskrävande förekommer eller kan förväntas förekomma” (Naturvårdsverket 2003). Nu behöver inte begreppet nyckelbiotop snävas in enbart på rödlistade arter, men ofta är dessa bra markörer för habitat som är hotade. Man har definierat 14 nyckelbiotoper för akvatiska miljöer och även lagt till vattendrag med ringa påverkan och god vattenkvalitet (Tabell 4).

Tabell 4. Förteckning över akvatiska nyckelbiotoper som bör vara prioriterade i akvatiskt naturvårdsarbete; skötsel, skydd och restaurering.

Nr	Naturvärde/nyckelbiotop
1	Översilade klippor
2	Källor och utströmningsområden
3	Strandbrinkar med blottade branter
4	Öppna stränder (orsakade av ishyvling, vattenståndsfluktuationer eller bete)
5	Sandstränder (minerogena stränder)
6	Hävdade strandängar, sjö och åstränder
7	Översvämningsskog
8	Bäckraviner
9	Forsar och vattenfall
10	Strömmande habitat i större vattendrag (typiskt med flöden över 1 m ³ /s)
11	Kvillområden
12	Blockrika vattendragssträckor
13	Mynningar och deltan
14	Småvatten och temporära vatten
15	Fisktomma sjöar
16	Tidvis översvämmad grov död ved, brötar med påväxt av mossor

Värdekärnor för akvatiska miljöer kan definieras som ett sammanhängande område med stora naturvärden och hög biologisk mångfald (von Wachenfeldt m fl 2015). Storleken kan variera från en enskild nyckelbiotop till att en stor sjö. En **vädetrakt** är ett område innehållande ett flertal värdekärnor där det finns ett ekologiskt samband mellan dessa och där även spridning av arter kan ske. Ofta har de områden som förbinder de olika värdekärnorna lägre ekologisk status, men fyller en viktig funktion som korridorer – blå infrastruktur.

8.3 Naturvärden i sötvatten

Naturvärdet bestäms av hur **viktigt** något är för ekosystemets funktion eller som ekosystemtjänst, hur **sällsynt** det är oavsett funktion och dess **estetiska** värde. Alla tre faktorer kan diskuteras, kanske framför allt det sistnämnda där det kan sägas att skönheten ligger i betraktarens öga. En rytande fors är ett utmärkt exempel på alla tre

funktionerna (Figur 48). Det är en viktig ekologisk funktion och ekosystemtjänst som svarar för vattenlandskapets bearbetning av dött organiskt material, syresättning, och fuktigt mikroklimat samt ger habitat till ett antal specialiserade arter, samtidigt är det ett alltmer sällsynt habitat i dagens vattenlandskap och äger ett stort estetiskt värde. Av detta följer att ett naturvärde kan beskrivas både med ett substantiv (forsen), och två adjektiv (den sällsynta respektive den vackra). Alla tre faktorerna går i vid mening att kvantifiera, men det estetiska värdet är subjektivt.



Figur 48. Kort återstående forssträcka i nedersta Dalälven. En motor som bearbetar organiskt material, skapar mikroklimat och syresätter – ett naturvärde inte minst för sitt skönhetsvärde. Foto: Erik Degerman.

Problemet är att ”viktig, sällsynt och estetisk” kan finnas i olika skalor, från den lokala upp till den nationella eller rent av globala. En art, en process eller ett habitat kan vara viktig, sällsynt och estetisk i alla dessa skalor. En strömsträcka kan vara värdefull lokalt, flera sträckor regionalt och alla återstående strömhabitat sammantaget nationellt. Naturvärde är alltså relativt samt skalberoende och på så sätt svårt att kvantifiera.

För oss människor sätts alla värden i relation till andra värden. Ett naturvärde som forsen representerar kan ställas mot hur värdefullt ett nyttjande av ett naturvärde (vid sidan av dess naturliga ekosystemtjänst) är för samhället, ett samhällsvärde. Det senare mäts ofta i monetära termer och är därmed enklare att konkretisera och visualisera i dagens samhälle. Även här handlar det om skalor, det regionala naturvärdet väger på kort sikt lätt mot det nationella samhällsvärdet. Betraktat på detta sätt kan varje lokalt/regionalt naturvärde viktas ned mot det nationella samhällsvärdet av till exempel energi eller nödvändig reglerkraft för att vidmakthålla frekvensen i strömnätet. **Så brukar det se ut, det lokala naturvärdet ses som lokalt, men vägs mot ett nationellt intresse.** Men när många av landets naturvärden av en viss typ tagits i anspråk, blir det lokala/regionala naturvärdet allt viktigare även nationellt. Dess sällsynthet ökar och ofta dess estetiska värde för människan.

Övergripande (internationellt och nationellt) kan vissa typer av sötvattensmiljöer pekas ut därför att de minskat i förekomst och kvalitet eller för att de ofta hyser rödlistade eller hotade arter. Artdatabanken (von Wachenfeldt m fl 2015) har listat flera sådana naturvärden i och intill sötvatten. Förutom de akvatiska habitat (naturtyper) som räknas upp i Art- och habitatdirektivet (Rådets direktiv 92/43/EEG av den 21 maj 1992 om bevarande av livsmiljöer samt vilda djur och växter) (näringsfattiga slättsjöar, ävjestrandsjöar, kransalgssjöar, naturligt näringsrika sjöar, myrsjöar, större vattendrag, mindre vattendrag och alpina vattendrag) så inräknas de 14 nyckelbiotoper som Naturvårdsverket (2003a) initialt identifierat samt två ytterligare tillägg (Tabell 4).

Skyddsvärda arter ska alltid prioriteras. Art- och habitatdirektivet listar arter som kräver noggrant skydd i bilaga 4 till Rådets direktiv. Även de arter som listas i bilaga 2 (Natura 2000-arter) bör beaktas. Rödlistning av arter är också en del av prioriteringsunderlaget, både de som är internationellt rödlistade (av Internationella naturvårdsunionen), till exempel ål, utter och flodpärlmussla, och de som är nationellt rödlistade (arbete vid SLU Artdatabanken som fastställs av Naturvårdsverket). I rödlistan från 2020 finns ett antal vattenanknuta arter som kräver hänsyn, speciellt dem som klassats som utdöda (RE), akut hotade (CR), starkt hotade (EN) eller sårbara (VU) (Tabell 5).

Detta innebär att akvatiska naturvärden definieras utifrån **habitat** (strukturer) och **arter**. I begreppet biologisk mångfald innefattas även **processer**. Sådana processer som bör rankas högt är strömmande vatten, skuggande kantzon, aktiva svämplan och tillförsel av död ved. Självklart kan även **ekonomiskt intressanta arter** som flera fiskarter och kräftor vägas in, liksom viktiga ekosystemtjänster som rörligt friluftsliv (avsnitt 1.5).



Figur 49. Dagsländan *Ephemera vulgata* (sjösandslända), ett naturvärde dels genom den skönhetsupplevelse dess parningsdans ovanför långsamflytande vattendrag och stilla sjöar utgör, men förstås också genom sin roll i ekosystemet. Larven lever nedgrävd i bottenarna och föder sig på organiskt material. Arten är inte rödlistad och ganska vanlig i landet. Foto: Ingemar Näslund.

Tabell 5. Förteckning över några vattenanknutna större arter som är nationellt rödlistade 2021. Fler vattenarter finns rödlistade, speciellt inom gruppen insekter.

Namn	Släkte	Art	Grupp	Nationell rödlista
Utter	Lutra	lutra	Däggdjur	NT
Kungsfiskare	Alcedo	atthis	Fågel	VU
Drillsnäppa	Actitis	hypoleucos	Fågel	NT
Stjärtand	Anas	acuta	Fågel	VU
Skedand	Anas	clypeata	Fågel	NT
Kricka	Anas	crecca	Fågel	VU
Bläsand	Anas	penelope	Fågel	VU
Årta	Anas	querquedula	Fågel	EN
Brunand	Aythya	ferina	Fågel	EN
Bergand	Aythya	marila	Fågel	EN
Rördrom	Botaurus	stellaris	Fågel	NT
Svarttärna	Chilodonia	niger	Fågel	VU
Smålom	Gavia	stellata	Fågel	NT
Asp	Aspius	aspius	Fiskar	NT
Atlantisk stör	Acipenser	ocyrinchus	Fiskar	RE
Havsnejonöga	Petromyzon	marinus	Fiskar	EN
Bergsimpa	Cottus	poecilopus	Fiskar	NT
Lake	Lota	lota	Fiskar	VU
Mal	Siluris	glanis	Fiskar	VU
Vimba	Vimba	vimba	Fiskar	NT
Ål	Anguilla	anguilla	Fiskar	CR
Grönfläckig padda	Bufo	viridis	Groddjur	VU
Stinkpadda	Epidalea	calamita	Groddjur	NT
Gölgroda	Pelophylax	lessonae	Groddjur	VU
Långbensgroda	Rana	dalmatina	Groddjur	NT
Lökgroda	Pelobates	fuscus	Groddjur	VU
Flodkräfta	Astacus	astacus	Kräftdjur	CR
Flodpärlmussla	Margaritifera	margaritifera	Blötdjur	EN
Tjockskalig målarmussla	Unio	crassus	Blötdjur	EN
Flytsvalting	Luronium	natans	Kärlväxter	EN
Hänggräs	Arctophila	fulva	Kärlväxter	NT
Sjönajas	Najas	flexilis	Kärlväxter	VU
Smäsvalting	Alisma	wahlenbergii	Kärlväxter	NT
Venhavre	Trisetum	subalpestre	Kärlväxter	NT
Ävjepilört	Persicaria	foliosa	Kärlväxter	NT
Späd bäckmossa	Hygrohypnum	montanum	Mossor	VU



Figur 50. Långbensgroda, ett rödlistat groddjur som mest uppehåller sig på landbacken i fuktiga skogar. Övervintring sker dock i vatten (alltid för hanar, ibland för honor). Båda könen möts för parning i mindre, fiskfria vatten i början av våren. Foto: Erik Degerman.

8.4 Grundläggande prioritering

Inom projektet Priokliv (Jansson m fl 2017) har olika restaureringsåtgärders generella nytta värderats genom att ta hänsyn till på vilken skala de verkar samt hur de påverkar konnektivitet, flöden och habitat. Resultat från forskningsprojekten Ekoliv (Sandin m fl 2017) och Priokliv (Malm Renöfält m fl 2017) rekommenderar att man först åtgärdar flödes- och kontinuitetsproblem. Det senare om kritiska habitat för arter finns kvar, men inte kan nås på grund av hindrande strukturer i vattendragen. Först därefter görs habitatförbättrande åtgärder, och om det krävs slutligen en återintroduktion av arter.

Det första som måste genomföras i större projekt är dock ofta att minska extern stress på vattensystemet (Ripl & Eiseltoová 2010). Annars riskerar restaurerings-effekten bli kortlivad och inte kostnadseffektiv. Olika former av stress kan vara tillförsel av närsalter och sediment genom avsaknad av funktionella kantzoner (Verdonschot 2009).

Slentrianmässigt görs prioriteringen oftast i form av direkta kostnader i kronor och ören. Vad kostar åtgärden? Hur mycket har vi råd med? Detta är mycket vanskligt då kostnader för biologisk mångfald och även olika typer av åtgärder är ofta svåra att beräkna. Att prioritera utgående från denna utgångspunkt är inte rimligt eftersom nyttan av ekosystemtjänster och biologisk mångfald generellt underskattas. När man däremot gjort kostnad-nytto-analyser av restaurering i relation till nytta i form av ekosystemtjänster har nyttan generellt överstigit kostnaden (De Groot m fl 2013, Benyas m fl 2009). Det talar för att en noggrann analys bör göras inför varje större åtgärdsprojekt. Dels för att motivera det enskilda projektet, men också för att generellt stärka värdet av restaureringsåtgärder i vatten.

8.5 Prioritering av vatten och åtgärd

Val av åtgärd berörs närmare i de olika avsnitten om åtgärder i denna manual, till exempel för fiskvägar så ska alltid naturliga fiskvägar prioriteras framför tekniska fiskvägar. En utrivning av en damm ska prioriteras framför alla typer av fiskvägar. Naturlig rekolonisation av arter prioriteras framför återintroduktion, och funktionella kantzoner framför artificiella våtmarker för närsaltreduktion (kapitel 13 och 16).

Val av prioriteringsmodell beror främst på övergripande syfte med restaureringen, skalan i vilken prioritering sker samt baserat på vilket inventeringsunderlag som finns.

Nationell nivå

På nationell nivå bör en prioritering ske utifrån de arter och miljöer som anges i Tabell 4 och 5 ovan, samt vitala processer, ekosystemtjänster och ekonomiskt viktiga arter. Åtgärdsutrymmet sätts i statsbudgeten och en planering sker via olika myndigheter med sektorsansvar för till exempel sötvatten, våtmarker eller areella näringar.

Inom vattenmyndigheternas arbete med Vattenförvaltningen sker både en statusklassning av vatten och en fastställning av vilka åtgärder som krävs för att miljökvalitetsnormerna ska uppnås. Vattenmyndigheten kan dock inte tvinga enskilda verksamhetsutövare att genomföra åtgärder och har heller inga åtgärdsmedel att

tillgå. Detta måste genomföras och finansieras av regionala och lokala myndigheter och aktörer i övrigt.

Regional nivå (avrinningsområdet)

På regional nivå sker mer detaljerad planering ofta ledd av de olika länsstyrelserna. Här måste kulturmiljöer, det rörliga friluftslivet (avsnitt 6.3), biologisk mångfald och ekosystemtjänster vägas samman.

Planeringen sker oftast avrinningsområdesvis, något som säkerligen kommer att öka i samband med den nationella miljöprövningen av vattenkraften med start 2022. Även om man arbetar med ett mindre område kan det vara viktigt att tänka avrinningsområdesvis vid arbetet. Detta har varit vanligt när man försöker värdera nyttan med att riva vandringshinder för havsvandrande arter. Det finns prioriteringsmodeller där man lagt in kostnad i form av vilken typ av hinder som ska åtgärdas och nytta i form av tillgängliggjord areal utgående från vilka fiskarter som förekommer (Prato m fl 2011). I mer avancerade tillämpningar har man även beaktat möjligheten att nå målet (inom en 20års-period), effekter av enstaka slumpvisa händelser (exempelvis extremflöden) och konnektivitet mellan öppnade habitat (Wilson m fl 2011).

Vi måste dock konstatera att det idag inte finns en vedertagen prioriteringsmodell och att val av modell är beroende av typen av vatten och målbild. Inom projektet Priokliv togs det fram metoder för att värdera miljönyttan av olika åtgärder (Jansson m fl 2017) och sedan prioritera mellan åtgärderna (Malm Renöfält m fl 2017). Projektet var fokuserat på vattenkraftrelaterade åtgärder, vilket dock innebär att ett stort spektrum av åtgärder inbegreps eftersom påverkan av vattenkraftutnyttjande sker på många arter, habitat och processer.

Prioriteringen sker i fem steg;

1. Statusklassning, Påverkansanalys och Bristanalys (kapitel 7)
2. Kartläggning av befintliga/återstående naturvärden (avsnitt 8.2–8.3)
3. Kvantifiering av miljönytta av åtgärder
4. Kostnadssättning av åtgärder
5. Prioritering av åtgärder

Steg 1 och 2 berörs på andra ställen i denna manual.

3. Kvantifiering av miljönytta

För att kvantifiera miljönyttan av åtgärder vore det idealt att kunna prediktera hur definierade indikatorer, ofta olika målarter (kapitel 10), påverkas av varje åtgärd. Sådan kunskap finns dock inte alltid. Däremot kan man ofta bedöma hur mycket habitat av en viss typ som skapas. Av nödvändighet måste habitaterna då vara ganska vagt definierade, typ ”strömmande vatten”. Många arter är knutna till strömmande vatten, men för den specifika arten kan det behövas ytterligare egenskaper i det strömmande habitatet för att det ska vara optimalt. Om man valt tydliga indikatorer som fungerar som paraplyarter (avsnitt 8.5) bör dock kraven på habitatets kvalitet kunna preciseras ytterligare.

Problemet är att bedöma vilka habitat som ska prioriteras, det vill säga vilka habitat som är bristhabitat (avsnitt 7.6) eller på annat sätt kritiska habitat (avsnitt 7.7) som begränsar ekosystemets status eller dess ekosystemtjänster. I vattenkraftpåverkade

vattendrag är det ofta just strömmande habitat som saknas, det vill säga områden med en vattenhastighet över 0,2 m/s. I de större älvarna motsvarar detta grovt områden med en lutning på 0,1%. Forshabitat är ännu sällsyntare, men också svåra att återskapa eller åtgärda. Genom att se hur stor areal av vattendraget som kan återfå dessa miljöer, till exempel efter införande av minimitappning i en torrfåra (kapitel 18) eller en utrivning av en damm (kapitel 19), kan man skatta mängden vunnit strömhabitat. Att skatta effekten av detta måste således göra på projektnivå och kan kräva en hel del insamling av data för att vara möjligt.

Andra habitat som kan tänkas vara kritiska och möjliga att beräkna är öppnad vattendragslängd och areal som en följd av faunapassager, längd funktionell kantzon, areal återskapat strandzon med skydd från förhöjd erosion, återställd bottenstruktur i rensade vattendrag, återskapat längd/areal strömhabitat genom minimitappning i torrfåror, återskapat vattenflöde mätt som medelvattenföring, andel våtmark i avrinningsområdet, antal återskapade sjöar etc.

4. Kostnadssättning av åtgärder

Att bedöma kostnader är svårt och platsberoende. Generella kostnader kan erhållas via VISS (viss.lansstyrelsen.se) och mer precisa kostnader via "Åtgärder i vatten" (atgarderivatten.se). Den bästa källan är dock från genomförda projekt i samma region och i samma typ av vatten. Detta innebär att länsstyrelsen ofta sitter inne med sakkunskapen. I denna restaureringsmanual ger vi oss inte in på att ange kostnader för olika åtgärder.

5. Prioritering av åtgärder och platser

Man bör nu ha en platsspecifik tabell över bedömd miljönytta i form av återskapat habitat för olika åtgärder och platser där en åtgärd utförs. Detta vägs sedan mot åtgärdsutrymmet, oftast den befintliga budgeten, men ibland också tid eller kompetens som står till förfogande.

Den åtgärd som ger störst miljönytta inom åtgärdsutrymmet prioriteras (Malm Renöfält m fl 2017). Om det sedan finns åtgärdsutrymme kvar tas den nästa högst prioriterade åtgärden som ryms inom åtgärdsutrymmet, och så vidare. Man måste för varje steg beakta om en utförd åtgärd medför att miljönyttan eller kostnaden för påföljande åtgärder förändrats.

Vad som kan påverka denna slutliga prioritering är, som nämnts, den grundläggande prioriteringen som handlar om skyddsvärda arter och habitat. När det gäller det slutliga valet av faktisk åtgärd så kan det finnas risker inblandade, till exempel att erosion kan öka på ett oförutsett sätt, att ras inträffar eller högvatten som ställer normalt fastmark periodvis under vatten. Dammutrivningar kan vara förknippade med risker, dels för ras i området, men också för en negativ påverkan från sediment i dammen när det frigörs. Generellt kan man säga att om den bedömda nyttan är stor och riskerna små ska åtgärden genomföras (Diefenderder m fl 2016).

8.6 Enklare prioriteringsmodeller

Det har tagits fram alternativa prioriteringsmodeller som inte kräver lika omfattande underlag, utan bygger på en översiktlig fältkartering. De är egentligen menade som ett sätt för markägare att ta hänsyn till ytvatten i sin markanvändning. "Blå Målklassning" är en modell framtagen för att bevara och utveckla naturvärdena i

skogsmiljöer kring sjöar och vattendrag (Bleckert m fl 2011, Silfverblad & Henrikson 2019). Målklassning är ett enkelt verktyg och tanken är att den ska kunna användas av alla med intresse för vatten- och naturvård. Efter fältkarteringen, som i princip genomförs i kantzon och grunda vattenpartier, poängsätts området och man får hjälp att klassa målbilden för områdets vattenmiljöer. Bedömningen fokuserar både på **naturvärden, påverkan, känslighet och plusvärden** (till exempel rörligt friluftsliv, genomförda restaureringar).

Systemet utvecklades initialt för skogsvatten och tillämpas idag storskaligt av några av Sveriges skogsägarföreningar för att bedöma hur skog utmed vatten ska brukas (Bleckert m fl 2011). Metoden har utvecklats även för jordbrukspåverkade vattendrag. Liksom ovan så resulterar fältkarteringen efter poängsättning i en målklassning. För skogsvatten görs den i fyra nivåer utifrån de poäng som uppnåts för:

- VG – Vattenmiljö med generell vattenhänsyn
- VF – Vattenmiljö med förstärkt vattenhänsyn
- VS – Vattenmiljö med särskilda åtgärder
- VO – Vattenmiljö som lämnas orörd.

För målklasserna VF respektive VS ges också rekommendationer på skötsel och restaureringsåtgärder.

9. Vattenverksamhet

9.1 Inledning

I ett avrinningsområde pågår ofta flera aktiviteter samtidigt som både gagnar och missgynnar den ekologiska statusen. Som en följd av implementeringen av EU:s ramdirektiv för vatten har man i vissa områden inrättat **Vattenråd** (avsnitt 2.3) där olika intressenter och aktörer i ett avrinningsområde har möjlighet att utbyta information och erfarenheter – med fokus på att förbättra den ekologiska statusen.

Vattenverksamhet är sådan verksamhet som förändrar vattnets djup eller läge, avvattnar mark, leder bort grundvatten eller ökar grundvattenmängden (11 kap. miljöbalken). I stort sett all restaureringsverksamhet i vatten innefattas därmed. För att få bedriva vattenverksamhet behöver man oftast göra en anmälan till länsstyrelsen eller vid mer omfattande projekt ansöka om tillstånd hos Mark- och miljödomstolen. När det gäller återställning och restaurering är det den som ansvarar för projektet som räknas som verksamhetsutövare.

Vattenverksamhet regleras i 11 kap. miljöbalken och i den tillhörande förordningen (1998:1388) om vattenverksamhet, samt dessutom angående rådighet över vatten i lag (1998:812) med särskilda bestämmelser om vattenverksamhet. Vad som är en vattenverksamhet framgår av 11 kap. 2 § miljöbalken. Typiska vattenverksamheter är till exempel byggande eller utrivning av dammar, markavvattning, byggnad i vatten, restaurering av vattenfåra eller bottnar, sjöhöjning och grävning eller andra åtgärder som förändrar vattnets djup eller läge.

Enligt huvudregeln är vattenverksamheter tillståndspliktiga enligt 11 kap. 9 § miljöbalken, och ska tillståndsprövas av miljödomstol, om det inte är uppenbart att varken allmänna eller enskilda intressen skadas. Mindre vattenverksamheter kan anmälas till länsstyrelsen istället för att tillståndsprövas, se listan över sådana verksamheter i 19 §, förordning (1998:1388) om vattenverksamhet. Detta gäller anläggande av mindre (<5 ha) våtmark eller biotopvård på mindre än 500 m². Det finns också vattenverksamhet som varken kräver anmälan eller tillstånd. Detta **undantag** gäller om det är uppenbart att varken allmänna eller enskilda intressen skadas genom vattenverksamheten. Beviskravet att inga intressen påverkas ligger på den som vill bedriva vattenverksamheten. ”Undantaget” nyttjas främst i glesbygdsområden där överenskommelser skett med stora markägare.

Enligt 11 kap. 9 b § miljöbalken får en anmälningspliktig verksamhet påbörjas tidigast 8 veckor efter det att anmälan kommit in, räknat från det att avgiften betalats (se 11 § avgiftsförordningen som anger att avgiften ska betalas när ansökan ges in). Om anmälan behöver kompletteras ska länsstyrelsen begära in dessa innan avgiften krävs.

För vissa enkla eller mindre åtgärder som aktualiseras vid restaurering av vatten ska man istället för att söka tillstånd eller anmäla enligt bestämmelserna i 11 kap. miljöbalken samråda med länsstyrelsen enligt bestämmelsen i 12 kap. 6 §, miljöbalken.

Även rensning av bland annat vegetation i sjöar och vattendrag, bör anmälas för samråd enligt 12 kap. 6 §, miljöbalken, såvida inte åtgärden sker enligt ett tillstånd eller anmälan enligt 11 kap. miljöbalken. Rensning av mycket liten omfattning behöver inte anmälas om inte naturmiljön är särskilt känslig.

Verksamheten som anmälts för samråd får påbörjas tidigast sex veckor efter det att anmälan har gjorts, om inte tillsynsmyndigheten medger något annat. För mer utförlig information om samråd, se Naturvårdsverkets handbok 2001:6, Anmälan för samråd enligt 12 kap. 6 § miljöbalken.

En grundläggande förutsättning för att få genomföra en mer omfattande (tillståndspliktig) restaurering av vattendrag gäller att man har **rådighet över vattnet** eller ges rådighet för en åtgärd av Mark- och miljödomstolen. Var och en råder över det vatten som finns inom hans fastighet. Rådigheten kan också överlåtas genom ett nyttjanderättsavtal, enbart ”tolerans” från fastighetsägarens sida är inte tillräckligt. Inför en ansökan eller anmälan om vattenverksamhet bör man således ha avtal med fastighetsägarna om att få utföra åtgärden på deras mark. Stat, kommun och vattenvårdsförbund kan av miljödomstol ges rätt att även på annans mark bedriva sådan vattenverksamhet som är önskvärd från allmän miljö- eller hälsosynpunkt eller som främjar fisket.

Vid behandling av en anmälan förutsätts att alla sakägare är överens om att åtgärden ska genomföras. Om parterna inte är överens är verksamheten alltid tillståndspliktig.

9.2 Samråd

Så fort det finns risk att allmänna eller enskilda intressen påverkas ska man ha ett **samråd** (6 kap 4§ miljöbalken), vilket inbegriper länsstyrelsens fiske-, miljö- och kulturmiljöfunktioner som gör en avvägning mellan olika samhällsintressen. I detta samråd inbegrips även enskilda berörda och kommunen. Innan samrådet kan ske ska uppgifter om åtgärden och dess förutsedda påverkan på forn- och kulturlämningar (2 kap. lagen om kulturminnen) samt miljö kvalitet lämnas. Till detta ska verksamhetsutövarens värdering av den ekologiska nyttan och utfallet av restaureringen ingå.

Att markägaren lämnar tillstånd till åtgärder är naturligtvis en grundförutsättning. Har man fått skriftligt medgivande från andra berörda (oftast enskilda markägare) utgör detta ett gott underlag vid samrådet med länsstyrelsen. Till samrådshandlingarna bör också fogas kartor, enkla skisser, inventeringsresultat och en projektplan med formulerad målsättning och bedömning av åtgärdernas konsekvenser. För att kulturmiljöhandläggaren ska kunna göra en riktig bedömning av de planerade åtgärderna är det bra med en dokumentation av berörda forn- och kulturlämningar. För mer detaljerade instruktioner kontakta berörd länsstyrelse. Är underlaget bristfälligt får verksamhetsutövaren återkomma med kompletteringar eller nytt underlag.

De handlingar och tillstånd verksamhetsutövaren tagit fram skickas till länsstyrelsen med begäran om att få hålla ett samråd. När väl ett datum är fastställt ska de enskilda berörda också inbjudas att delta, alternativt har man enskilda samråd med dessa. De ska ha tillgång till ett bra underlagsmaterial, det vill säga detsamma som inskickas till länsstyrelsen. Det som framkommer under samrådet ska dokumenteras skriftligt och

skickas till länsstyrelsen. I en sådan sammanställning, **samrådsredogörelse**, kan man bemöta och kommentera det som framkommit. Med detta som underlag beslutar länsstyrelsen om de planerade åtgärderna kan antas medföra betydande miljöpåverkan eller ej.



Figur 51. Samråd om Bruksdammen vid Brevens Bruk, Örebro län. Foto: Erik Degerman.

Skulle länsstyrelsen fatta beslut om att företaget är tillståndspliktigt ska projektansvariga (verksamhetsutövaren) hålla ett **utökat samråd**. Detta hålls innan en **miljökonsekvensbeskrivning**, MKB, upprättas. I detta utökade samråd bör fler intressenter ingå, till exempel andra myndigheter och intresseorganisationer. Beslutar länsstyrelsen att det inte blir betydande miljöpåverkan kan man gå vidare med arbetet efter det tidiga samrådet. Vid större projekt är det ofta möjligt att länsstyrelsen tar fram generella riktlinjer för vilka typer av åtgärder som behöver prövas i miljödomstol. Observera att det enligt miljöbalken är verksamhetsutövaren själv som bär ansvaret för att söka tillstånd och för att få projektet prövat i Mark- och miljödomstolen.

Hur en MKB ska utformas kan man få råd om från länsstyrelsen. Syftet med en MKB är att identifiera och beskriva indirekta och direkta möjliga effekter av en planerad verksamhet på miljön, och att ge en bedömning av konsekvensen och styrkan av dessa effekter på miljön och människors hälsa. I princip ska man också jämföra med ett opåverkat alternativ (nollalternativ) med analyser av konsekvenser av planerad påverkan.

Därefter upprättas en ansökan till **Mark- och miljödomstolen**. Denna ansökan skickas till berörd domstol i ett antal exemplar (ofta 12 st, men kolla vad som gäller) som prövar ansökan utifrån inkomna underlag. Ansökan med MKB skickas även länsstyrelsen för yttrande och kommer på den sökandes bekostnad att kungöras i någon tidning. Det vanliga för denna typ av ärenden är att domstolen fattar beslut utifrån inkomna handlingar. I mer komplicerade ärenden hålls en huvudförhandling, oftast på orten och ibland görs även en syn på platsen. Slutligen avkunnas en dom, kallad tillståndsbeslut. Länsstyrelsen är tillsynsmyndighet som ser till att tillståndet efterlevs.

Några avgifter tas i regel inte ut fram till samråd och länsstyrelsens beslut rörande om betydande miljöpåverkan föreligger. Därefter är det förknippat med kostnader att upprätta ansökan till mark- och miljödomstolen och göra en MKB. Mark- och miljödomstolen tar betalt för sitt arbete baserat på kostnaden för att genomföra vattenverksamheten.

9.3 Restaurering i skyddad natur

Sverige har för närvarande 30 nationalparker och över 5 000 naturreservat. Dessutom finns andra typer av skyddad natur, till exempel cirka 4 000 Natura 2000-områden (varav en del överlappar med befintliga naturreservat eller nationalparker). Natura 2000-områdena är EU:s nätverk av skyddad natur och utgörs ofta av definierade naturtyper i EU:s Art- och habitatdirektiv eller Fågeldirektivet. Det kan gälla stora älvar, älvarmarker på Öland och Gotland eller viktiga habitat för hotade arter som rördrom. Det omfattar ca 900 växt- och djurarter samt 170 naturtyper. (Se avsnittet om Prioritering för en förteckning över arter; kapitel 8.) Nya kandidater till Natura 2000-områden föreslås av länsstyrelsen till regeringen som sedan lämnar förslag till EU-kommissionen för beslut. Det är sedan upp till varje medlemsland att själv bestämma hur de utpekade områdena bäst kan skyddas och vårdas genom nationell lagstiftning eller på annat sätt. Att ett naturområde är utpekats som Natura 2000-område innebär inte automatiskt att ett skydd som motsvarar det skydd som gäller för naturreservat etableras. För åtgärder som på ett betydande sätt kan påverka miljön i ett område som utpekats som Natura 2000-område krävs alltid tillstånd av länsstyrelsen.

Nationalparker inrättas av regeringen efter riksdagens godkännande. Naturvårdsverket fastställer föreskrifter för nyttjandet och en skötselplan för respektive nationalpark. Naturreservat inrättas av kommunen eller länsstyrelsen i respektive län. För varje naturreservat anges ett syfte och vilka bevarandemål som ska uppfyllas. Länsstyrelsen eller kommunen fastställer föreskrifterna för markägaren och för allmänheten. Föreskrifterna kan innebära inskränkningar i äganderätten, vilket berättigar markägaren till ersättning, alternativt inlösen av fastigheten. Beroende på reservatsföreskrifterna kan tillstånd krävas för vattenrestaureringsåtgärder. Kontakta därför den kommun eller länsstyrelse som förvaltar reservatet för mer information. Naturvårdsverkets kartverktyg ”Skyddad natur” visar vilka områden i Sverige som är skyddade och vilken form skyddet har.

Generellt sett kan restaureringsarbete vara en betydelsefull del i skötsel av de skyddade områdena, såvida inte arbetet riskerar att negativt påverka de naturvärden som ska skyddas. I denna vägledning är tanken att restaureringen ska vara ekologiskt anpassad så att restaureringsarbetet ska kunna ske även i skyddad natur, speciellt om metoderna anpassas så att man undviker markslitage, användande av artificiella material (exempelvis geotextil), störning av känsliga arter och landskapsbild. Hänsynen måste naturligtvis utformas utgående från syftet med naturskyddet.

9.4 Kulturmiljösektorns juridiska styrmedel

Kulturmiljösektorns juridiska styrmedel är lagen om kulturminnen (1988:950) KML och miljöbalkens (MB 1997/98:45) bestämmelser om kulturreservat och riksintressen för kulturmiljövård. I MB finns även bestämmelser om miljökonsekvensbeskrivningar (MKB). Därutöver spelar plan- och bygglagen (PBL 1988:950) en

viktig roll för hantering både av kulturvärden i allmänhet och kulturhistorisk värdefull bebyggelse.

KML är den centrala lagen för kulturmiljövården. Lagen innehåller bland annat bestämmelser för skydd av ortnamn, fornlämningar, byggnadsminnen och kyrkliga kulturminnen. Alla fasta fornlämningar har skydd enligt lagen (1988:950) om kulturminnen. Fasta fornlämningar är lämningar efter människors verksamhet under forna tider, de har tillkommit genom äldre tiders bruk och är varaktigt övergivna. De återfinns både i stads-, skogs-, åker- och fjällmiljöer och såväl under som över vatten i hela landet. Fornlämningar får enligt lagen inte skadas. Exempel på fornlämningstyper är gravar, kyrkogårdar, resta stenar, lämningar av bostäder och arbetsplatser, ruiner av borgar, slott och försvarsanläggningar, färdvägar, broar, hamnanläggningar och skeppsvrak där minst etthundra år antas ha gått sedan skeppet blev ett vrak. Fasta fornlämningar är också naturbildningar till vilka ålderdomliga bruk, sägner eller märkliga historiska minnen är knutna liksom lämningar efter äldre folklig kult. Till en fast fornlämning hör ett så stort område på marken eller på sjöbotten som behövs för att bevara fornlämningen och ge den ett tillräckligt utrymme med hänsyn till dess art och betydelse. Detta område benämns fornlämningsområde. Den som vill genomföra åtgärder som på något sätt påverkar en fast fornlämning måste ha länsstyrelsens tillstånd.

En byggnad som är synnerligen märklig genom sitt kulturhistoriska värde eller som ingår i ett kulturhistoriskt synnerligen märkligt bebyggelseområde får förklaras för byggnadsminne av länsstyrelsen. Bestämmelserna om byggnadsminnen får också tillämpas på park, trädgård eller annan anläggning av kulturhistoriskt värde. När en byggnad förklaras som byggnadsminne, ska länsstyrelsen genom skyddsbestämmelser ange på vilket sätt byggnaden ska vårdas och underhållas samt i vilka avseenden den inte får ändras.

Värdefulla natur- och kulturmiljöer skyddas även enligt den centrala miljölagstiftningen - miljöbalken. Värdefulla kulturpräglade landskap kan sedan 1999 skyddas som kulturresevat. Skyddet utgår från ett landskapsperspektiv i vilket det framhålls att det historiska landskapets värde utgörs av dess samspel med naturmiljön. Skyddet konkretiseras genom upprättandet av skötsel- och vårdplaner. Kulturpräglade landskap kan också skyddas som naturresevat. För att bebyggelsen i naturresevat ska kunna förvaltas på rätt sätt krävs värdebeskrivningar och rekommendationer framtagna i samverkan mellan natur- och kulturmiljövårdens representanter. Generellt så saknas ett sådant underlag idag.

Urvalet av kulturmiljövårdens riksintresseområden enligt miljöbalken kap 3§6 ska representera hela landets och befolkningens historia. De värden som är av riksintresse i dessa områden ska skyddas från påtaglig skada. Avsikten är att kulturvärdena i landets riksintresseområden ska säkerställas genom beslut om detaljplaner eller områdesbestämmelser enligt PBL eller genom beslut enligt KML och MB. Detaljplaner upprättas dock nästan enbart vid nya exploateringar och områdesbestämmelser på landsbygden är mycket sällsynta.

9.5 Fiskerättsliga lagar och förordningar

De fiskerättsliga bestämmelserna berör inte restaureringsverksamheten direkt, men ofta hänger ägandet av mark och fiskerätt ihop. Fiskerilagstiftningen består av lagar

och förordningar utfärdade av regeringen samt myndighetsföreskrifter utfärdade av Havs- och vattenmyndigheten (HaV).

Fiskelagen (1993:787) fastställer att fiske i enskilt vatten tillhör fastighetsägaren. Fiskerätten kan dock ha avskilts från fastigheten, eller styckats upp vid fastighetsbildningsförrättningar. Det är således inte alltid ett direkt samband mellan fastighet och fiskerätt. Lagen (1950:595) om gräns mot allmänt vatten anger att vattenområde i havet och de fem stora sjöarna (Vänern, Vättern, Mälaren, Hjälmaren och Storsjön) är allmänt där det ej ingår i fastigheterna (enskilt vatten). Till fastigheterna hänförs allt vatten inom 300 meter från fastlandet, eller en ö av minst 100 meters längd, eller längre ut om 3-metersdjupet går längre ut.

Lagen (1981:533) om fiskevårdsområden innebär att det fiske som tillhör två eller flera fastigheter kan sammanföras till ett fiskevårdsområde och fiskerättsinnehavarna inom området bildar då en fiskevårdsområdesförening (FVOF). Bildandet sker genom en förrättning efter ansökan hos länsstyrelsen. Föreningen företräds av en styrelse och medlemmarna deltar i föreningens angelägenheter vid fiskestämman. Föreningen beslutar om upplåtelse av fisket inom fiskevårdsområdet. Fiskevårdsområdet är en bra kontakt vid restaureringsarbeten eftersom de ofta är både fastighets- och fiskerättsägare. Uppgifter om befintliga fiskevårdsområden kan erhållas hos länsstyrelsen som för ett aktuellt register.

Förordningen (1994:1716) om fisket, vattenbruket och fiskerinäringen (fiskeförordningen) ger närmare föreskrifter för fisket och bemyndigar Havs- och vattenmyndigheten att meddela föreskrifter för fiskevården och fiskets bedrivande. Enligt förordningen är det till exempel förbjudet att fiska de rödlistade arterna mal och flodpärlmussla i hela landet.

I samma förordning fastställs att det är förbjudet att utan föregående desinfektering använda redskap för kräftfiske i ett vatten om redskapet tidigare använts för fiske i ett annat vatten. Är det tidigare vattnet dessutom förklarat för kräftpestsmittat av länsstyrelsen gäller förbudet även maskiner och båtar. De får inte transporteras till något annat vatten inom området eller föras ut ur området utan föregående desinfektering.

Fiskeförordningen ger även grundläggande bestämmelser för utplantering av fisk. För att sätta ut fisk eller flytta fisk från ett vattenområde till ett annat krävs tillstånd av länsstyrelsen, som kan förena tillståndet med olika villkor. Sedan 2019 gäller strikta bestämmelser för signalkräfta (Figur 52) som inte får spridas till några vatten.

Länsstyrelsen ges även i samma förordning rätten att förordna fisketillsynsmän. Dessa arbetar inte bara med ren fisketillsyn utan används i flera län även för skötsel och tillsyn av vatten och annan naturbevakning till exempel av fågelskyddsområden. Ofta kan fisketillsynsmän spela en aktiv roll i restaurerings- och uppföljningsarbetet.

Slutligen finns "Förordningen om stöd till fiskevården" (1998:1343) som reglerar det statliga stödet till fiskevårdsåtgärder. Statsbidrag får lämnas till åtgärder som främjar fiskevården, främst i vatten där allmänheten har rätt att fiska. I första hand utgörs detta av det så kallade fiskevårdsanslaget som fördelas av länsstyrelserna. De åtgärder som pekas ut är 1) bildande eller ombildande av fiskevårdsområden, 2) fisketillsyn, 3) utsättning av fisk samt 4) insatser för att bevara hotade fiskarter och -stammar,

biotopvård och annat främjande av den biologiska mångfalden. Bidrag lämnas med högst 50 procent av den godkända kostnaden för åtgärden. Om det finns särskilda skäl får bidrag lämnas med ett belopp som motsvarar högst hela den godkända kostnaden. Ansökan görs till länsstyrelsen som rangordnar projekten inom länet, varefter Havs- och vattenmyndigheten tar beslut om länsvis fördelning av medel. Länsstyrelsens beslut kan överklagas, men inte Havs- och vattenmyndighetens.



Figur 52. Signalkräftan känns igen på sina släta klor med det gulvita tumvecket. Strikta restriktioner gäller för att minska ytterligare spridning av arten. Foto: Erik Degerman.

10. Målbild, indikatorer och referensvärden

10.1 Referenstillståndet

Ofta diskuteras om restaurering kan/ska återföra våra ytvatten till ett naturligt referenstillstånd. Med det följer alltid en diskussion om när detta referenstillstånd låg i tiden. Ofta används 1800-talet som ett slags referens. Som påpekats på annan plats är en sådan restaurering oftast inte möjligt, dels känner vi inte säkert till det ursprungliga tillståndet (Wyzga m fl 2014), dels är våra sötvatten stadda i ständig förändring. Något forntida idealt och stabilt tillstånd som vattnet ska återfå existerar sällan. I Europa har vi under flera tusen år påverkat ytvatten påtagligt genom skogsavverkning och jordbruk. Det vi såg på 1800-talet i låglandet var ofta påverkade vatten. Enligt forskning så var det framför allt den ökade sedimenttransporten som förändrade vattenlandskapet. Lågländsvattendrag i Europa för 2000–4000 år sedan var ofta mer diversa med flera fåror, mer uttalad meandring och mycket vegetation i vattendraget (Brown m fl 2018). Svämplanet var inte lika utvecklat förrän när sidofårorna satts igen och högflöden istället svämmade ut över omgivande landskap. I projekt som syftar till restaurering, det vill säga att helt återföra vattendraget till ett tidigare ”naturligt hydromorfologiskt tillstånd” (referenstillståndet) har därför problem uppstått. Dels för att det inte finns fixa tillstånd i naturen, och dels för att hydromorfologisk påverkan ofta bara är en av många faktorer som påverkar den biologiska mångfalden på en plats (England & Wilkes 2018).

10.2 Målbild, indikatorer och referensvärden

Målbilden är ofta ett bra sätt att bestämma hur en restaurering kan och bör ske. Genom att studera till synes orörda vatten eller åtminstone orörda partier kan man bilda sig en uppfattning om det egna objektets ”naturliga” tillstånd, eller snarare ett tillstånd med god ekologisk status. Därmed kan man säga varthän restaureringen bör sträva när det gäller habitatet, det vill säga strukturer och processer. Man kan också nyttja historisk dokumentation från platsen eller genomförda restaureringsprojekt i likartade miljöer – projekt som nått framgång. **Det finns dock inga statiska tillstånd för våra sötvatten.** De är i ständig utveckling och förändring. Detta gör att förändringar som skett inte behöver vara onaturliga och att målbilden för restaurering kan behöva anpassas. **Målbilden** är det övergripande målet. Det behöver definieras tydligt så att åtgärderna kan anpassas och framgången mätas. Ur målbilden extraheras lämpliga **indikatorer** och för dessa sätts **referensvärden**.

De oftast använda indikatorerna är **målarter**. Det bör vara arter som finns i kvar, om än i svaga bestånd, dokumenterat funnits eller som (statistiskt) sannolikt bör ha funnits i området. Typiska målarter kan vara **rödlistade arter** (avsnitt 8.3). Mer generellt användbara målarter är så kallade **paraplyarter** (Figur 5). En paraplyart är en krävande art vars bevarande ger skydd åt flera arter med liknande kvalitativa krav på specifika livsmiljöer. Exempel på arter som föreslagits som akvatiska paraplyarter är flodpärlmussla (Henrikson & Söderberg 2020), öring och lax. Flodpärlmusslan kallas ibland också **flaggskeppsart**, en art som med fördel kan användas för att kommunicera behovet av vattenvård (Figur 5). En av de möjliga värdena för flodpärlmusslans parasitiska larver, öring, är också flitigt använd och en lämplig paraplyart som indikerar både strömhabitat, konnektivitet och att vattenreglering inte

är alltför negativ (Tamario & Degerman 2017). Studier har visat att även lax fungerar som värdfisk (ex. Hägglund 2020).

Istället för paraplyarter kan mer generella indikatorer användas, speciellt då **funktionella grupper** (traits, guilds) (Friberg m fl 2016). För bottendjur kan man tala om bland annat djur som lever på att skrapa av alger från olika ytor, så kallade "skrapare", eller de som sönderdelar löv och andra växtdelar, "sönderdelare". För fiskar kanske en funktionell grupp kan vara "strömlevande" eller "långvandrande". I en föränderlig miljö och med lång väg till kolonisationskällor kan man bedöma till exempel om ett strömhabitat är funktionellt genom att det efter restaurering förekommer typiska funktionella grupper för strömhabitat. Funktionella grupper kan därmed göra det möjligt att bedöma om strukturer och processer restaurerats tillräckligt väl, även om de ursprungliga arterna ännu inte återkoloniserat. För flera arter kan ju tillhöra samma funktionella grupp, även de som inte är naturliga för platsen. Men deras förekomst indikerar ändå en viss miljöstatus. Med tiden kanske till och med de "rätta" arterna i den funktionella gruppen återkoloniserar.

Akvatiska mossor som stor näckmossa (*Fontinalis antipyretica*) (Figur 53) och smal näckmossa (*Fontinalis dalecarlica*) kan också vara bra indikatorer på en fungerande strömmiljö. Rödlistade lavar som blågrå skinnlav (VU) och strandskinnlav (CR) trivs på död ved utmed vatten och visar på en skoglig kontinuitet. Där trivs också olika mossor av släktet Scapania, till exempel mikroscapania, timmerscapania och svämscapania (Weibull 2016).



Figur 53. Stor näckmossa. Foto: Erik Degerman.

För storskaliga målbilder av den fysiska miljön som inkorporerar hela vattensystem har man oftast vänt blicken österut, till Ryssland och andra delar av det forna Sovjetunionen. I Nederländerna använder man den vitryska floden Pripyat som målbild för nedre Rhen. För svenska förhållanden har älven Varzuga på Kolahalvön pekats ut som ett bra referensvatten för de norrländska stora älvarna (Bergengren m fl 2004). I de olika åtgärdsavsnitten försöker vi visa olika lämpliga målbilder.

10.3 Förslag till lämpliga referensvärden för öring och flodpärlmussla

Öring

Referensvärdena kan sättas för arternas miljö, eller till exempel för arternas rekryteringsframgång eller numerär. Kriterierna för ett bra lekområde för öring är ganska snäva därför att bottnen skall gå att gräva i för öringhonan, det ska vara väl

syresatt nere i bottenstruktet som inte får vara för rörligt. Vattenhastigheten är därmed kritisk, den skall vara sådan att material av en viss storlek ligger kvar över vintern. Vattendjupet är ofta ringa, i regel under halvmeteren. Det finns mycket information om bottenstruktets medelstorlek, något som naturligtvis beror av öringhönans storlek och tillgängligt substrat. Ett substrat som domineras av grus och sten fungerar ofta bra (se detaljer i avsnittet om lekområden, kapitel 25).

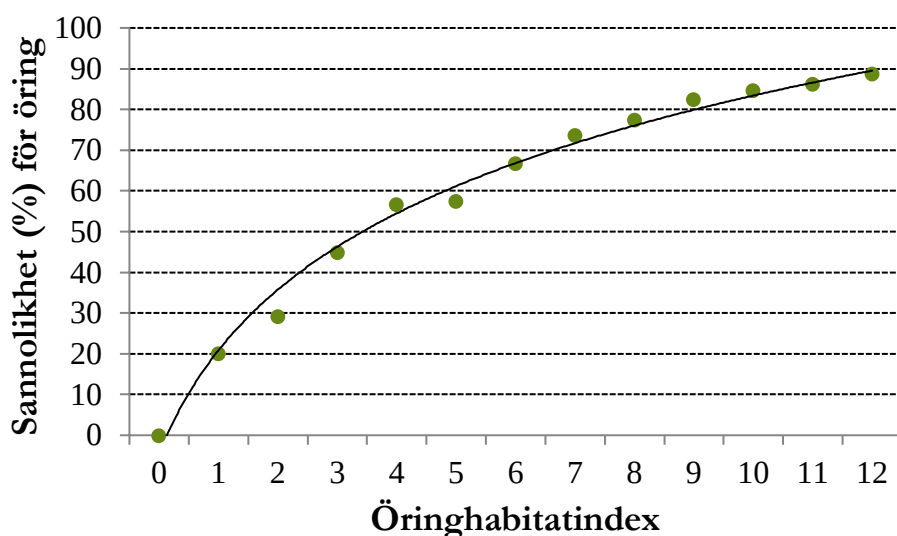
Vad som ofta kommer i fokus är just förhållanden för rekrytering av öring och normalvärden för öringungar (Figur 54). Unga (små) öringar står så grunt de kan för att minska risken att falla offer för rovfiskar (predation) och minska vattenhastigheten. I takt med att öringarna tillväxer så ställer de sig i djupare vatten (Bohlin 1977). De yngsta öringarna är inte köns mogna. Därför kan inte en hållbar population baseras enbart på dessa, även äldre köns mogna fisk krävs naturligtvis. Det är ett väl bevisat faktum att större laxfisk kräver större djup än yngre stadier i rinnande vatten för att ha ett bra habitat (Hunter 1991). Strakosh m fl (2003) fann ett optimalt botten djup för större öring på ca 0,8–1 m. I en finsk studie uppehöll sig stor öring helst på djup av 0,5–0,75 m (Mäki-Petäys m fl 1997).



Figur 54. Årsunge, så kallad 0+, av öring. Vid den här storleken, knappt 50 mm, har den redan etablerat ett eget revir där den väntar på förbidrivande godsaker, driftföda. Foto: Ingemar Näslund.

Många studier har redovisat öringens habitatkrav under sommaren. Slutsatsen är att öring väljer sin plats i miljön utgående från djup, vattenhastighet, substrat och överhängande skydd ("cover"). Platsvalet är en avvägning av dessa fyra faktorer. Nyttan med att stå på en viss plats, vägs mot kostnaden att stå där. Kostnaden kan vara i form av simansträngning eller risken för predation. Vi kan också ange lämpliga nivåer av död ved i ett öringhabitat (avsnitt 24.3).

Öringens habitatval kan förenklat anges med det öringhabitatindex (trout habitat score) som presenteras i Sportfiskarnas bok "Fiskevård" (Degerman & Näslund 2017). Det ger en bedömning av habitatet på en elfiskelokal (eller ett större område) i en skala från 0 till 12. Ju högre värde desto bättre habitat och desto större chans att öring förekommer (Figur 55).



Figur 55. Sannolikheten att fånga öring vid elfiske i vattendrag utgående från lokalens förutsättningar för öring, öringhabitatindex.

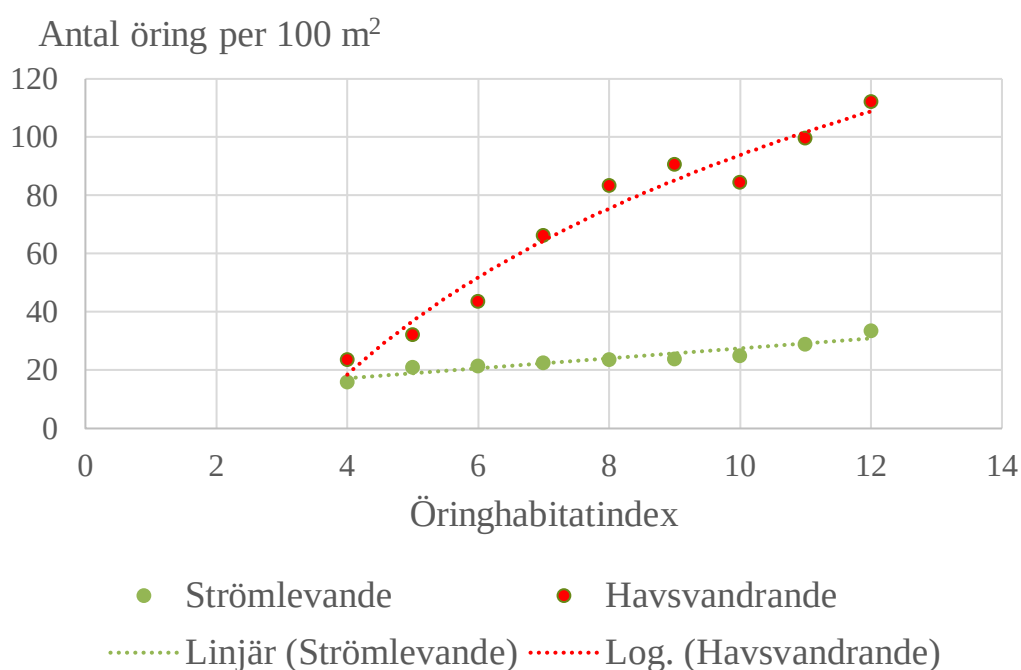
Öringhabitatindex (Öhi) kan enkelt beräknas utgående från de uppgifter man samlar in vid elfiske (Tabell 6). Öhi beräknas helt enkelt genom att lägga ihop sex olika delpoäng för habitatet:

$$\text{Öhi} = \text{bredd} + \text{lutning} + \text{vattenhastighet} + \text{medeldjup} + \text{dominerande substrat} + \text{beskuggning}.$$

Tabell 6. De sex ingående lokaluppgifterna som behövs för att beräkna öringhabitatindex på en elfiskelokal.

	Delpoäng		
	0	1	2
Vattendragsbredd (m)	>10	6–10	<6
Lokalens lutning (%)	<0,2	0,2–0,5 & 3–8	>0,5- <3
Vattenhastighet	Lugn	Stråk/Fors	Ström
Medeldjup (m)	>0,5	0,3–0,5	<0,3
Dominerande substrat	Fint	Stora stenar, block, sand	Grus-Mindre sten
Beskuggning (%)	<10%	10–20	>20

När det gäller normal förekomst och täthet av fisk av olika arter har vi gott om referensvärden att ta till, vilket redovisats i avsnitt 7.3. Alla data finns förtecknade i något som kallas "Jämför- och referensvärden" (Degerman m fl 2016, Kinnerbäck 2013) och ligger på Datavärdens hemsida. Just för öring kan återigen öringhabitatindex användas. Det går att beräkna värden för en region, ett avrinningsområde, för strömlevande eller vandrande populationer. Nedan redovisar vi resultat för alla havsvandrande och strömlevande populationer i mindre vattendrag (<6 m bredd) som har bedömts ha minst god ekologisk status (Figur 56).



Figur 56. Medeltäthet av öring vid elfiske i alla registrerade vattendrag smalare än 6 m fördelat på havsvandrande och strömlevande populationer avsatt mot öringhabitatindex i populationer som bedömts ha minst god ekologisk status. Data från Svenskt ElfiskeRegiSter (SERS) vid SLU.

Glöm dock inte bort att alla referensdata ovan hänför sig till unga öringar, sådana som är lätta att fånga med elfiske när man vadar. Stora öringar (Figur 57) står ofta i höljor eller under underskurna strandbankar. Ofta bortom elfiskarens räckvidd. Ju större öring, desto större djup befinner den sig i – och helst med ett överhängande skydd. Skyddet kan utgöras av skuggande skog, bruten vattenyta, sten och död ved i höljor eller utskjutande strandbrinkar. Detta innebär att om restaurering alltid sker inriktat på lekområden och uppväxtmiljöer för ung öring, missgynnas ofta storvuxen, strömlevande öring. Vandrande öring, det vill säga sådan som vandrar till sjöar, större älvasnitt eller havet hittar i sitt djupa habitat på andra platser.



Figur 57. Stor öring i strömmiljö behöver större djup, höljor, gärna med överhängande skydd mot rovdjur. Foto: Ingemar Näslund.

Flodpärlmussla

I Sverige har vi sju inhemska arter av stormusslor. Samtliga sitter i bottenarna och filtrerar näring ur vattnet. Alla arter påträffas i rinnande vatten, men några lever huvudsakligen i sjöar. Stormusslor har en avancerad fortplantning som bygger på att deras larver parasiterar på fiskars gälar innan larverna blir fullt utvecklade musslor. Olika stormusslor har olika värdfiskar, men det är främst flodpärlmusslor som är mer selektiva i sitt val av värdfisk. Gemensamt för stormusslor är också att de är långlivade, könsmognar sent och generationstiden är således lång. Med ibland specifika krav på värdfisk, lång generationstid samt känslighet för förhöjd sedimentdeposition, försurning och krav på fria vandringsvägar för värdfisken har stormusslorna problem i vattenlandskapet.

Flodpärlmussla (Figur 58) och tjockskalig målarmussla är fridlysta i Sverige. Den förra lever i klara och kalkfattiga strömvatten med hårdbotten i moränlandskapet. Den senare lever i jordbrukslandskapets åar i södra och sydöstra Sverige (läs mer i Guide till Sveriges stormusslor av von Proschwitz m fl 2006).

Flodpärlmussla har föreslagits som en god paraplyart. Dels för att den har stora krav på livsmiljön och på förekomst av värdfiskarna öring och/eller lax samt är en art som väcker folks intresse. Förutom specifika krav på ett näringsfattigt vatten utan alltför stor mängd oorganiskt och organiskt suspenderat material (Tabell 7) krävs också ett strömmande habitat med hårdbotten av grus och sten. Värdfisken öring eller lax, för musslans parasitiska larver, bör förekomma i relativt hög täthet, speciellt årsungar eftersom dessa lättare infekteras. Dessa höga tätheter av årsungar förekommer främst i vandrande lax- och öringbestånd (Figur 56), vilket innebär att flodpärlmusslan, trots ett stillasittande liv, generellt kräver fria vandringsvägar i området. Oftast har musslorna påträffats i mindre (<10 m breda) vattendrag, men det kan vara lite missvisande eftersom det är främst sådana vatten som studerats. Det finns restbestånd av flodpärlmusslor i stora älvar som Ljungan och Skellefteälven. Större vattendrag är dock ofta påverkade av flottning och vattenkraftutbyggnad samt dammar.

Utbredningen av flodpärlmussla påverkas negativt nedströms dammar, men positivt av en uppströms, oreglerad sjö (Tamario & Degerman 2017). Sjön medför att vattenkvaliteten blir bättre och vattenflödet stabilare, sitter det ett dämme uppströms är risken stor att vattenföringen ändras abrupt.

Det finns en tendens att musslorna föredrar måttligt till starkt beskuggade vattendragsavsnitt, jämfört med oskuggade (Österling & Högberg 2014).

Förutom att sätta referensvärden utifrån miljöfaktorer och mängd värdfiskar (Tabell 7), bör förstås förekomst av rekrytering av flodpärlmussla vara en viktig indikator. Som referensvärde används ofta förekomst av musslor under 50 mm.



Figur 58. Unga flodpärlmusslor som sitter och filtrerar ut näring ur vattenströmmen. För några år sedan kom de till denna plats transporterade av en öring. Foto: Håkan Söderberg.

Tabell 7. Riktlinjer för omgivningskrav för flodpärlmussla baserat på svenska och norska förhållanden (Degerman m fl 2009, Henrikson och Söderberg 2019). Generellt gäller också krav på strömmande habitat som inte återkommande torkar ut.

Omgivningskrav för flodpärlmussla		
pH	≥6,2	minvärde
Oorganiskt aluminium	<30 µg/l	maxvärde
Totalfosfor	<8 µg/l	medelvärde
Nitrat, NO ₃	<125 µg/l	medianvärde
Turbiditet (grumlighet)	<1 FNU	medelvärde, våflod
Färgtal	<80 mg Pt/l	medelvärde, våflod
Vattentemperatur	<25 °C	maxvärde
Finkornigt (<1 mm), oorganiskt substrat	<25 %	andel av partiklar, maxvärde
Redoxpotential	>300 mV	korregerat värde
Antal laxfiskungar	≥5/100 m ²	minvärde

11. Uppföljning

11.1 Allmänna principer

Generellt genomförs för lite och alltför kortvarig uppföljning av restaureringsåtgärder (Friberg m fl 2016, Sandin m fl 2017). Ofta beror det på resursbrist, där det ofta är svårt att få med kostnader för uppföljning i projekten. De flesta restaureringsprojekt har därmed en otillräcklig dokumentation av förhållanden före åtgärder och förhållanden efteråt. Därmed förlorar vi möjligheten att lära av misstagen och dra nytta av framgångarna (Palmer m fl 2005).

Förutsättningar för att kunna genomföra en bra uppföljning av ett restaureringsprojekt är att:

- tydliga, helst kvantitativa, är mål uppsatta (Kondolf 1995).
- målen satts tidigt i projektet så att uppföljning hinner starta i tid och utformas rätt (Morandi m fl 2014).
- referensdata samlas in både på plats före åtgärder och i referensvatten (Kondolf 1995).
- de provpunkter eller lokaler man väljer är ”representativa” för det område/objekt där man utför studien (Sandin m fl 2017).
- standardiserade metoder används, vilket ger ökade möjligheter att jämföra med referensmaterial.
- Läget före och efter dokumenteras med kartmaterial, helst drönarbilder (med GPS-koordinater) som görs offentligt tillgängliga.
- uppföljningen är långvarig (Rubin m fl 2017, Thomas m fl 2015).
- utvärdering helst sker med adekvata statistiska metoder (Nilsson m fl 2015, Sandin m fl 2017).
- utvärdering sker med beredskap att acceptera även att ingen effekt uppnåddes (Kondolf 1995).
- resultaten dokumenteras noggrant hos datavärddar och speciellt hos datavärden ”Åtgärder i Vatten”.
- uppföljning görs under likartade förhållanden vid varje tillfälle (flöde, tid på året, utrustning) så att jämförelser kan göras.

En faktor som ofta försvårar utvärdering är att flera åtgärder utförs samtidigt och att det därför är svårt att urskilja effekten av den enskilda åtgärden. Ur ett restaureringsperspektiv är det bra att samtidigt genomföra en mängd åtgärder som syftar mot samma målbild. Lösningen vid uppföljning är en finare upplösning av rapportering av utförda åtgärder så att till exempel rapporteringen till databasen ”Åtgärder i vatten” inte enbart handlar om flottledsrestaurering utan mer precist anger olika typer av åtgärder och gärna omfattningen (och i bästa fall mer precist platsen) av olika åtgärder. Det är också viktigt att samla likartade åtgärder under gemensamma beteckningar på en högre nivå (Simaika m fl 2015), och så sker också i rapporteringen till ”Åtgärder i vatten”. I databasen finns tre nivåer på åtgärder där den högsta nivån omfattar till exempel hydrologiska, biologiska, konnektivitetsskapande eller morfologiska åtgärder. Under morfologiska åtgärder anges i nästa nivå till exempel ”återställning av substrat och strukturer” som på den mest detaljerade nivån består av 21 mer specificerade åtgärder.

Uppföljningen av en restaureringsåtgärd kan ske i två steg, dels studier av åtgärdens utförande och funktion – **funktionskontroll** ("slut- eller garantibesiktning"), dels studier av förhållandena i området före och efter att åtgärden utförts – **effektkontroll**. Funktionskontroll bör finnas i alla restaureringsprojekt, medan effektkontrollen ibland kan samordnas mellan flera restaureringsprojekt och fokuseras på aktuella frågeställningar. När åtgärden är evidensbaserad krävs bara en enkel uppföljning av att målen nås, om åtgärden inte är tillräckligt vetenskapligt utvärderad bör uppföljningen göras mer omfattande och med en god statistisk design.

Det är viktigt att tänka över vad som ska följas upp. En målbild kan vara att den biologiska mångfalden i ett vatten ska likna den i ett (eller flera) referensvatten. Biologisk mångfald är arter, strukturer och processer (avsnitt 1.5). **Tyvärr sker uppföljningen idag alltför fokuserat på arter, medan strukturer och framför allt processer glöms bort.** Exempel på detta kan vara att verkligen mäta att flödesvariationen är den förväntade och liknar opåverkade vatten, eller att lämpligt substrat för lek av öring finns, eller att vattnet verkligen svämmas upp på svämplanet ibland.

11.2 Funktionskontroll

Funktionskontroll, slut- eller garantibesiktningen, det vill säga kontroll av att åtgärden blivit utförd enligt plan, kan utformas på olika sätt beroende på objekt och utförare. Vid fiskvägar kanske man mäter att sidorna blev släta för att undvika skador på fisk, flöden, vattendjup och turbulens. Vid habitatrestaurering kontrolleras om tillräcklig mängd åtgärd utförts och med förväntad kvalitet, vid utformning av kantzon om de generella principerna i denna manual följts där så varit lämpligt. Drönarbilder eller biotopkartering kan vara metoder som ger svar. Notera att från år 2021 krävs så kallat drönarkörkort för att fotografera från drönare.

11.3 Effektkontroll

Vikten att uppföljningen i form av en effektkontroll är långvarig, kan inte nog betonas. Det tar ofta flera år innan responsen hos ekosystemet blir mätbar (Hasselqvist m fl 2015), ofta är det frågan om 5–20 år (Degerman m fl 2015; Rubin m fl 2017; Thomas m fl 2015). Till övervägande del är dock restaureringsprojekt kortvariga och man behöver ett snabbt kvitto på responsen under projektiden. Med funktionskontrollen kan man se om åtgärden blev utförd enligt plan, men responsen (effekten) behöver ofta kontrolleras. Hur blev det med miljöförbättringarna? Kan vi se att det blev bättre och som vi tänkt när det gäller den fysiska miljön och med ekosystemet? Många hydromorfologiska parametrar förändras snabbt, till exempel djup, bredd, vattenhastighet, substratdiversitet. Uppföljning av detta kan därmed vara en del av effektkontrollen där man får ett snabbt svar. Men restaurering brukar vara adaptiv. Det innebär att man i efterhand behöver justera för att nå fullgott resultat, vilket i sin tur ställer krav på effektkontrollen. För att snabbt mäta respons kan man också, som ett komplement, använda sig av arter som är snabba rekolonisatörer, ofta vandrande laxfisk eller driftande bottendjur (Muotka & Syrjänen 2007, Clements m fl 2010, Sandin & Solimini 2009).

Ett vanligt fel vid effekttuppföljning, där man inriktar sig på arter, vanligtvis bottendjur eller laxfisk, är att man har fasta provlokaler som undersökts före och efter. Vid större projekt, till exempel flottledsrestaureringar i de stora

norrlandsälvarna, har man sett att den lokal man valt för provtagning förändrats helt – den står efter en lyckad åtgärd kanske under 1 m vatten - och det går inte att ta prov (bottenfaunaprov, elfiske) som förr. Skulle man väl lyckas ta prov så säger provet bara något om hur det ser ut på just den punkten. Lösningen kan vara att ha många provpunkter och hoppas att det blir ett representativt stickprov. Men ändå, om fisktätheten ökar 10% på lokalerna, betyder det att det finns 10% mer fisk i det åtgärdade området? Tveksamt.

Bättre är då att initialt kartera habitatet för till exempel laxfiskungar och beräkna både habitatets areal och kvalitet. Sedan kan man ta stickprov (bottenfaunaprov eller elfisken) i olika habitatklasser och därmed få en representativ bild på tillståndet före, och sedan upprepa efter restaureringen. Men efter restaurering börjar man med en motsvarande habitatkartering. Då får man reda på vad som hänt som en effekt av restaureringen – eftersom både täthet av fisk och fiskbärande habitat kan ha ökat.

De effektkontroller som genomförs bör i större utsträckning ta hänsyn till att utvärdera indikatorer kopplade till naturligheten hos habitatet (i vattendrag till exempel flöde, substrat, bredd, djup, sinuositet) eller processer kopplade till ekosystemet snarare än populationsstruktur hos enskilda arter. Framför allt i vattendrag kan rekommenderas att följa upp den hydromorfologiska effekten över tid (Rubin m fl 2017). Om åtgärden har varit biotopvård så bör ju en funktionskontroll kunna vara att se om den hydromorfologiska målbilden efter avslutat projekt blev som önskat. Effektkontrollen kan då bestå både av att se om den förväntade effekten på växter och djur infunnit sig, men också om det hydromorfologiska tillståndet stabiliserats, inom naturliga variationer, över tid (Geist & Hawkins 2016).

Ofta inriktas effektkontrollen på en enskild påverkanstyp och utvärderar en enskild åtgärd kopplat till denna. Detta kan visa sig problematiskt då resultatet av den genomförda åtgärden kan skilja sig åt beroende på om vattendraget även påverkas av annan mänsklig aktivitet. Multipel påverkan/kumulativ stress är faktorer som alltid bör beaktas vid design av uppföljningsprogram. Det är viktigt att man även undersöker relevanta bakgrundsvariabler, det vill säga sådana variabler som inte direkt påverkas av den åtgärd man genomför men om den eller de förändras (naturligt eller genom mänsklig påverkan) kan ha en negativ eller positiv effekt på den eller de responsvariabler och indikatorer man utvärderar.

Designen (upplägget) av en effekttuppföljning behöver ta hänsyn till ett antal faktorer. Hur många prover man ska ta och hur ofta beror dels på vad som anges i standarden eller undersökningstypen om sådan finns. Det bör egentligen baseras på en uppskattning av variation och statistisk styrka för den undersökning man genomför (Downes m fl 2002).

Effekttuppföljning kan i sin enklaste form bestå av en "BA-design", det vill säga det ska finnas data före (Before) och efter åtgärd (After). Normalt är detta inte tillräckligt för att dra säkra slutsatser eftersom man saknar bra referenser och kan därmed inte avgöra om en utveckling beror på utförd åtgärd eller en storskalig trend i regionen (Sandin m fl 2017). Därför brukar man normalt rekommendera en "BACI –design" (before-after-control-impact). Detta omfattar studier före och efter genomförd åtgärd, dels i vattnet där åtgärden genomförts, dels i ett likartat vattenområde utan åtgärder som tjänar som referens.

Det är dock väldigt svårt att hitta bra referenser, och faktiskt kan resultatet av en BACI-analys få en svagare statistisk styrka än en enkel BA-design just på grund av svårigheten att hitta representativa referenser. Därför kan det vara bra att utnyttja undersökningar i andra restaureringsprojekt och i den regionala och nationella miljöövervakningen som referenser. I det enskilda projektet kan man således nöja sig med BA-design, men sedan utvärdera med material från andra områden och därmed i realiteten uppnå en storskalig "BACI-design".

12. Landskapshydrologi – diken

12.1 Introduktion

Landskapet har dikats ut, vattendrag kanaliserats, sjöar sänkts och tätorterna har hårdgjorts. Man kan anta att allt bidrar till att vattnets uppehållstid i landskapet minskat. Vattnets naturliga reglering av lokalt klimat och lokal hydrologi har därmed avtagit liksom grundvattenbildningen. Istället har vi drastiska översvämningar vid högflödesperioder och extrema lågvatten under sommaren.

Våtmarker är ett viktigt habitat för många arter (Strand 2008, Nolbrant m fl 2019), men utgör också en viktig komponent i vattenlandskapets grundvattenbildning och filterfunktion (se ekosystemtjänster, avsnitt 1.5). Näringsämnen, organiskt material och sediment kan kvarhållas permanent eller temporärt. Våtmarkerna utgör också en kolsänka i och med att de tar upp mer kol än de avger, men samtidigt avges en del kol i form av metangas. Näringsfattiga myrar kan minska den totala avgivna mängden växthusgaser om vattennivån höjs genom igenläggning av diken. Engelska beräkningar av effekten av restaurerade våtmarker som kolsänka visar stora samhällsvinster (Grand-Clement m fl 2013).

Vi måste därför säkerställa att det finns vatten kvar i landskapet, för lokalklimat, det globala klimatet, vattenförsörjning, ekosystemtjänster, flora och fauna. Det finns många sätt att nå målet och ofta behöver flera problem angripas samtidigt. Vi kommer att presentera åtgärder för att dämna diken (detta avsnitt), etablera ytvattennära våtmarker (avsnitt 13), restaurera sänkta sjöar (avsnitt 14) och mjukgöra tätorten (avsnitt 15) i de följande avsnitten. Sedan bidrar förstås också åtgärder som att återföra sten till vattendrag och återmeandra vattendragsfårar (avsnitt 22 & 23).

Att återskapa våtmarker och grundvattenbildningen genom att lägga igen ”onödiga diken” (Henrikson & Petersson 2011), det vill säga sådana som inte ger produktionsnytta, är en del av skogsbrukets generella hänsyn och bör även ingå i jordbrukets hänsyn, vilket inte är fallet idag (Jordbruksverket 2018). När diket läggs igen kommer vattennivån i markerna att stiga och våtmarkernas funktion som kolsänka ökar. I takt med ökad oro för ett varmare klimat och växthusgasernas påverkan har man diskuterat om det är bättre att återbeskoga marker genom att underhålla diken, än att lägga igen diken. Storskaligt kan återbeskogningen ge positiva effekter om man samtidigt övergår till kalhyggesfritt skogsbruk, men med dagens situation är igenläggning av diken att föredra som naturvårdsåtgärd, speciellt om man beaktar alla andra funktioner som de återskapade våtmarkerna har. Skogsstyrelsen har tagit fram målbilder för arbetet (Andersson & Forsberg 2019).

Avsnittet berör inte hur man underhåller existerande diken, det vill säga bevarar deras avvattnade funktion samtidigt som man minimerar effekten av dikesrensningen på miljön. DiVa-projektet (Dikesrensningens effekter på vattenekosystem) vid IVL visade den påverkan som sker vid normal hänsyn vid dikesrensning (Hansen m fl 2013). Det blev läckage av oorganiskt kväve, omfattande grumling, ökat läckage av kvicksilver, all bottenfauna försvann i diken vars botten täcktes av slam. Orsaken till att man vill underhålla dikessystem är att man vill fortsätta markavvattningen. Ofta handlar det då om att gynna skogsproduktion eller möjliggöra jordbruk på naturligt fuktig mark.

Ett dike är en typ av vattenanläggning (**markavvattning**) och ägaren har ett ansvar. För att få genomföra en markavvattning krävs alltid tillstånd (enligt 11 kap. 13 § Miljöbalken) och dispens av länsstyrelsen i vissa områden i södra och mellersta Sverige. Speciella dispenser kan också behövas om området har biotopskydd eller ingår i någon annan form av skyddad natur (Natura 2000, naturreservat, nationalpark). Däremot kan **skyddsdikning** som görs vid kalhuggning av ytor tillåtas eftersom åtgärden bara är tillfällig. I detta fall behövs bara en anmälan till Skogsstyrelsen. Skyddsdikning leder bort det överskott av vatten som blir resultatet av att de stora träden tagits bort på stora ytor och därmed inte längre förbrukar vattnet. Marken försumpas och skog får svårt att åter etableras.

Ibland är ramarna för en markavvattning beslutade via miljödom. Man får då bara vidmakthålla diket genom att rensa till diket ursprungliga djup och läge. Ytterligare fördjupning kräver tillstånd. Att förändra ett avvattningsdikes djup och läge kräver således egentligen ny miljöprövning, men ”*om syftet är att bibehålla markens lämplighet för odling*” räknas inte åtgärden som en ny markavvattning enligt Jordbruksverket (2018). Dock, om fisket kan skadas (grumlingar ut i vattendrag och sjöar) ska de planerade arbetena anmälas till länsstyrelsen innan arbetena påbörjas (11 kap 15 § miljöbalken), observera att det gäller båda enskilt fiske och allmänt upplåtet fiske.

Dock kan äldre diken som inte underhållits utgöra ett specialfall om man kan anse att **ett nytt naturtillstånd** infunnit sig. Då krävs generellt ett nytt tillstånd för att få vidmakthålla markavvattningen.

De flesta begrepp har definierats i avsnittet om vattenlandskapet (avsnitt 3). **Dike** är en grävd kanal för avvattning av mark. Om det är ett naturligt vattendrag talar man istället om att det är kanaliserat, men är hela vattendraget omgrävt och påverkat har det definitionsmässigt blivit ett dike. Distinktionen kan vara viktig eftersom en rekommenderad restaureringsåtgärd är att lägga igen diken, medan kanaliserade vattendrag naturligtvis inte ska läggas igen – utan hellre återställas. **Täckdiken** är diken som inte löper i markytan, utan är övertäckta. Dessa underjordiska diken används ofta för avvattning av åkermark, tätort och golfbanor.

12.2 Antropogen påverkan

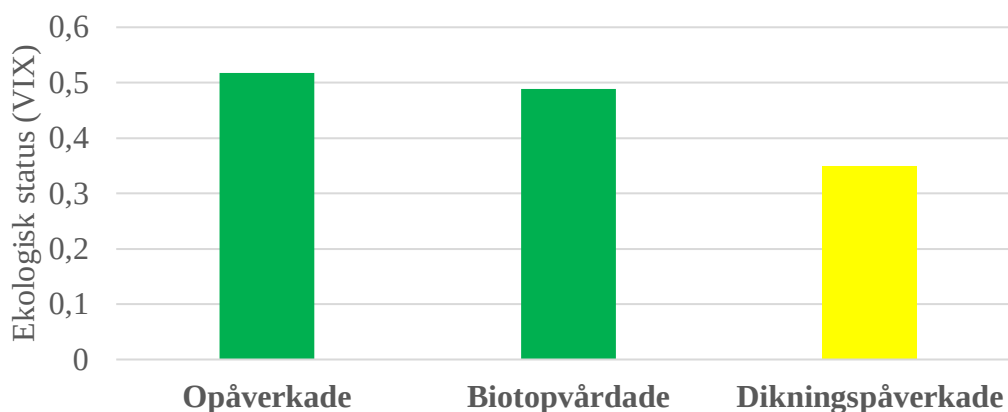
Säkra uppgifter saknas men uppskattningsvis 1–2 miljoner hektar torvmark har dikats (Hånell 2009), främst för ökad skogsproduktion. Enligt Riksskogstaxeringen vid SLU är arealen dikad produktiv skogsmark i Sverige hela 3 miljoner hektar.

Effekterna av markavvattning för skogsproduktion sammanfattas väl av Hansen m fl (2013) och visar på ökat läckage av kväve, höjt pH, ökad slamtransport och förändrad lokal hydrologi.

Att detta påverkade fiskfaunan i mindre skogssjöar stod tidigt klart. Sundberg (1936) beskrev hur fisket i den cirka 2100 hektar stora sjön Öjaren, Gävleborgs län, påverkades av det brunare och troligen slamrikare vattnet. Gäddans lekplatser i området där skogsdiken mynnade övergavs och rom som sattes ut för kontroll dog. Siklöjan slutade att vara i de dikespåverkade delarna av sjön.

Områden med dikningsverksamhet i närheten av elfiskelokaler som undersöks hade generellt lägre ekologisk status bedömt utifrån fiskfaunan med indexet VIX (Beier m fl 2007). När fältpersonal angett dikningsverksamhet som den mest dominerande typen av påverkan (antal elfisketillfällen; n=239) var den ekologiska statusen lägre än i vatten som bedömdes opåverkade (n=2610) eller hade biotopvårdats (n=1979) (Figur 59).

Det är rimligt att dikningsverksamhet ger effekter i form av ökad sedimenttransport, som kan sätta igen bottnar nedströms med negativa effekter både för överlevnad hos öringrom och de bottendjur som fiskarna lever av. Man får heller inte glömma att förekomst av dikning visar att landskapet brukas aktivt. Markanvändningen påverkar storskaligt vattenbalansen, till exempel gör kalhyggen och avskogning av stads- och jordbrukslandskapet att landskapet blir torrare, där dikning bidrar till att förstärka varaktighet och omfattning av sommartorka. En övergång till hyggesfritt skogsbruk i känsliga områden kan vara en viktig åtgärd för att få en mer utdragen avvattning av landskapet. Även i jordbruksområden påverkar markanvändningen vattenbalansen. Åkerlandskapet är idag inte lika permeabelt för nederbörd som tidigare på grund av tunga maskiners kompaktering av marken. Kompakteringen bidrar till att regnvatten får svårare att sippra (perkolerar) ned i marken. En skogssluttning på genomsläpplig mark kan ha 200–500 gångers högre förmåga att infiltrera vatten än en åker. Följden är att åkermark oftare får ytliga avflöden, som för med sig närsalter, bekämpningsmedel och sediment.



Figur 59. Ekologisk status bedömd utifrån elfiske med indexet VIX (Beier m fl 2007) för vattendragssträckor som i fält bedömts som opåverkade av mänsklig störning, som biotopvårdats eller som anses påverkas av dikningsverksamhet. Grön stapel innebär god status (värdet över 0,467) medan gul stapel innebär måttlig status. Data från Svenskt ElfiskeRegiSter (SERS) vid SLU fram till och med år 2019. (Ancova $F_{4,4828}=60,5$, $p < 0,001$ med signifikanta kovariat bredd och vattenhastighet där bara vattendrag under 20 m bredd medtagits.)

Det torrlagda jordbrukslandskapet

Jordbruket har förändrats radikalt de senaste 200 åren. Avkastningen ökade med cirka 1% årligen under hela 1800-talet. Orsakerna var vallodling (det vill säga att man slapp ha jorden i träda och fick en automatisk gödsling), ökad användning av järnplog, laga skiften, successiv mekanisering och att nya arealer kunde odlas upp genom utdikning av landskapet. Man kallar ibland tiden 1720–1870 för ”den agrara revolutionen”, men revolutionen har fortsatt med alltmer storskalighet och sofistikerad gödsling, moderna bekämpningsmedel, ökad användning av maskiner och täckdikning. Täckdiken och öppna diken medför stora förluster av närsalter och

sediment till ytvatten, speciellt som skyddszoner utmed diken och vattendrag saknas eller är för små (Figur 60, 61). Dessutom dräneras marken snabbt och landskapet blir torrare.

I Sverige antas cirka 25% av våtmarkerna ha dikats ut. I Saxån-Braåns vattensystem i Skåne har 90 % av våtmarkerna dikats ut och torrlagts inom loppet av cirka 200 år (Ekologgruppen 2004). Ph. Wolff skrev 1956 boken "Utdikad civilisation" om hur det statliga stödet till markavvattning och utdikning skadade vattenlandskapet. Först dränerades åkermark genom öppna diken, men på 1840-talet introducerades täckdikning (Mattson m fl 2018). Idag är hälften av landets åkermark täckdikad.



Figur 60. Markavvattning på Närkeslätten. Foto: Erik Degerman.



Figur 61. Täckdiken under åkermark resulterar ofta i stora mängder närsalter ut i ytvatten. Foto: Erik Degerman.

En följd av utdikningarna blir extremt snabb avrinning och översvämningar nedströms, i vilken skala beror på omfattningen av dikningarna. Följden blir också en sänkt grundvattennivå, vilket får ytterligare konsekvenser. I områden med kalkrika marker och pyritbildningar kan järnet oxidera och föras ut i ytvatten, så kallad järnockrabildning. Järnockra förekommer naturligt, men förhöjda nivåer kan inverka negativt på framför allt bottendjur. När grundvattennivån sänks kan också torvlagret komma att oxideras (bryts ner). Detta gör att mossar sjunker ihop. Den nedbrutna torven kommer istället ut i vattendragen i form av närsalter och organiskt material och ut i atmosfären som koldioxid, lustgas och metan.

Jordbruket kommer i en mycket nära framtid troligen att kräva mer dränering av jordbruksmark i ett förändrat klimat. Detta samtidigt som effekterna av de redan genomförda dräneringsåtgärderna kvarstår, speciellt som många diken underhålls. Denna kanalisering, rätning och rensning av vattendrag bidrar till att öka vattenavrinningens hastighet. Täckdikning av åkermark fortsätter och ca 0,5% av jordbruksmarken täckdikas varje år (Mattson m fl 2018).

Det finns minst 20 000 markavvattningsföretag i landet, kanske så mycket som 45000–51000 (Mattson m fl 2018). De flesta av dessa markavvattningar är reglerade i domstol sedan lång tid, i en tid med ringa hänsyn till vattenlandskapet. Avsikten var kort och gott att få bort vattnet för att kunna odla, framför allt odla tidigare på våren. Tyvärr har det visat sig att dikningsföretagen ibland inte hållit sig till de tillstånd de fått. En undersökning som länsstyrelsen i Skåne gjorde visade att 92% av dikningsföretagen hade grävt till ett större djup än vad som medgetts (Länsstyrelsen i Skåne 2013).

Det paradoxala är att utdikningen av jordbrukslandskapet innebär att det blir vattenbrist på högsommaren. Då får man ta vatten från tillgängliga ytvatten eller tära på grundvattenmagasinen. Bevattningsbehovet under torrår är cirka 100 mm för de grödor som bevattnas (Figur 62). Många markavvattningsföretag skulle kunna ersättas med modern miljöhänsyn, grön infrastruktur och ekologiska principer.



Figur 62. I jordbrukslandskapet är bevattningskanoner en vanlig syn. En sådan kanon sprider tio l/s. Om ett vattendrag har tio vattenuttag leds 100 l/s bort, vilket kan innebära att många mindre vattendrag får extremt låga vattenföringar. Foto: Erik Degerman.

Det torrlagda skogslandskapet

Dikning av skogsmark finns i princip av två former, dels markavvattning som syftar till att varaktigt sänka grundvattennivån och vinna ny skogsmark, dels skyddsdikning som strävar till att temporärt avvattna marken som blivit blötare i och med att större träd huggits bort. Idag förekommer nästan ingen ny markavvattning. Den är princip förbjuden söder om Mälardalen och förekommer endast sparsamt i norr. De gamla diken underhålls dock och skyddsdikning är vanligt förekommande. De marker som torrlagts genom dikning växer i regel igen inom 15–30 år och förlorar en del av sin funktion om inte diken underhålls (Sikström & Hökkä 2016).

Dessa dränerade skogsmarker står för en del av tillförseln av växthusgaser; metan, lustgas och koldioxid. Dessutom brukar de dikade markerna stå för en förhöjd tillförsel av sediment, kvicksilver, humusämnen och närsalter till vattendragen (Nieminen m fl 2010, 2018). I Finland har en stor andel av mossar dikats ut för skogsproduktion. Dessa mossar har ofta gödslats för att ytterligare öka avkastningen. Nya sammanställningar visar att dessa dikade myrar står för en stor andel av exporten av kväve och fosfor till finska havsområden (Nieminen m fl 2020). Speciellt om man grävt djupa diken har en stor del av myrarna torrlagts och närsalter frigjorts.

En betydande andel av inhemska dikningar är misslyckade, det vill säga de gav ingen ökad skogsproduktion. En grov skattning anger att detta rör 300 000 hektar (Petersson 2018). En del av den dikade skogen är nämligen produktionsbegränsad på grund av syrebrist genom för höga grundvattennivåer.

Mossar med tjocka torvlager utnyttjas ibland för utvinning av torv till bränsle och jordförbättrare. Torven är lätt att skära och när den väl torkat brinner den bra. Ofta sker torvutvinningen först i utkanten av mossen vars mitt successivt kollapsar efterhand som vattennivån sänks. När det övre skiktet tagits bort minskar mossens vattenhållande förmåga. Det undre lagret innehåller enbart döda växter och återhämtar sig mycket långsamt efter torvtäkt. När vattennivån sänks i mossar kommer tidigare syrefria miljöer under vatten att exponeras för luft. Detta medför en snabb nedbrytning och frisättning av näringsämnen (kväve, fosfor, kol) och växthusgaser. Torvtäkt har lokalt en stor påverkan på hydrologi, vattenkvalitet och våtmarkshabitat, men på en nationell nivå är omfattningen relativt liten.

12.3 Målbilder

Målbilden med igenläggning av diken är dels att skapa en mindre våtmark på platsen, dels att avlasta nedströms vatten från närsalter, humusämnen, sediment och miljögifter som kvicksilver (Henrikson & Petersson 2011). Förhoppningen är också att den nya våtmarken ska fungera som en kolsänka och därmed minska produktionen av växthusgaser. För att detta ska ske måste vattennivån i marken höjas. Skulle igenläggning av diken ske i stor skala, som till exempel praxisen med att lämna högstubbar på hyggen, skulle det få en tydlig effekt på landskapsnivå.

Det finns ett antal områden där diken lagts igen i skogslandskapet (Henrikson & Petersson 2011). Dessa kan tjäna som demonstrationsobjekt och ibland målbilder:

- Leisamlandet, Lycksele, Västerbottens län,
- Färna ekopark, Skinnskattebergs kommun, Västmanlands län,
- Laskerud, Glaskogen, Arvika kommun, Värmlands län,
- Gallåsen, Björketorp, Marks kommun, Västra Götalands län,

- Biskopstorps naturreservat, Kvibille, Halmstads kommun, Hallands län.

12.4 Evidensbaserade erfarenheter

Vid skyddsdikning av skog har det man ofta låtit vattnet strömma ut över marken nedströms, vanligen i mossar eller våtmarker. Man har också använt sedimentfällor för att samla upp sediment och därmed också en del fosfor. Effektiviteten i dessa åtgärder varierar betydligt (Nieminen m fl 2014). Främst är det buffertområdets eller sedimentfällans storlek relativt det avvattnade områdets storlek som avgör effektiviteten. Dessutom, när man låter diket mynna i en våtmark riskerar man andra naturvärden. Många våtmarker har stora naturvärden varför man inte rutinmässigt kan använda befintliga, naturliga våtmarker som ”filter”. Sverige har genomfört ett mycket ambitiöst arbete med att klassa naturvärdet i våra våtmarker – Våtmarksinventeringen (Gunnarsson & Löfroth 2009). Länsstyrelsen bör därför kunna vara behjälplig med att bedöma våtmarkens värde och lämplighet som recipient.



Figur 63. Enkel dikespropp vid rotvälta. Proppen är gjord av massaved och bottensubstrat från diket. En tätning med geotextil, eller hellre lämpligt naturmaterial, gör proppen tät. Livslängden på en sådan propp kan dock vara relativt kortvarig. Foto: Lennart Henrikson.

Det finns relativt få vetenskapligt publicerade och utvärderade rapporter om den långsiktiga effekten och varaktigheten av igenläggning av diken. Ahmad (m fl 2020) redovisar att blockerade diken efter 20 år medfört en återställning av hydrologin i två utdikade mossar i norra Tyskland. Regnvatten sipprade ner i mossarna och fördröjdes på ett förväntat sätt till skillnad från dikade områden. I Finland har man restaurerat utdikade våtmarker sedan 1970-talet (Ronkanen 2015). Generellt har den naturliga hydrologin återställts med höjda vattennivåer (op.cit.) och liknande resultat finns från Tjeckien (Bufkova m fl 2011). Syftet med att återställa den naturliga hydrologin kan dock vara svår att uppnå i vissa typer av myrar (Ronkanen 2015). De första åren kan också exporten av fosfor, kväve och löst organiskt kol (DOC) öka (op.cit., Koskinen m fl 2017, Räsänen m fl 2018). I och med att nya marker sätts under vatten kan kvicksilver, som ofta luftdeponerats, komma ut i vatten och hamna

i reducerade miljöer. Därmed riskeras mer kvicksilver metyleras, det vill säga övergå i en form som är giftig - **metylkvicksilver**. Våtmarker är miljöer där metylering av kvicksilver sker eftersom det finns gott om organiskt kol och reducerade förhållanden. Wang m fl (2020) fann dock ingen skillnad i halter av metylkvicksilver i naturliga respektive återskapade våtmarker. Man kan misstänka att nyligen översvämmad mark ger ett större inflöde av kvicksilver som kan metyleras, men att effekten klingar av efter en tid (några år). Naturvårdsverket stöder forskning 2020–2022 för att studera effekten på kvicksilvers metylering i nyanlagda våtmarker.

När torvbrytning skett lämnas ofta en yta av bar torv kvar och vegetationen kan få svårt att återhämta sig. Ofta har man varit tvungen att återintroducera vitmossa (Sphagnum) för att få igång vegetationen igen. När mossar dikats för skogsbruk så brukar den typiska våtmarksvegetationen finnas kvar i många år i området. Därför sker ofta en snabb återhämtning av denna vegetation (Haapalehto m fl 2011). Resultat från Spanien visar också snabb återhämtning av våtmarksvegetation i en mindre våtmark (cirka 12 ha) på 880 m över havet efter att diken dämtes och betande boskap stängslats ute (Peralta m fl 2018). Även rikkärr har behandlats genom igenläggning av diken. Preliminära resultat har visat att en återkolonisation av starr och andra halvgräs sker fort.

Finska studier har visat att restaurering av myrområden genom att ta bort större träd och höja vattennivån kan ge snabb respons (1–3 år) även hos evertebrater, speciellt fjärilar (Norieka 2016) och sländor (Elo m fl 2015).

Allt fler projekt har genomförts och önskade resultat har erhållits (Henrikson & Petersson 2011), vilket gör att åtgärden att lägga igen skogsdiken utan funktion för skogsproduktion tagits in som en åtgärd i skogsbruket genom målbilder (Andersson & Forsberg 2019).

12.5 Grundläggande principer

- Åtgärder i våtmarker som är mindre än fem hektar i yta kräver ingen vattendom. Däremot krävs tillstånd för vattenverksamhet från länsstyrelsen. För att få använda arbetsfordon i våtmarken krävs dessutom dispens från terrängkörningslagen.
- Planera åtgärden i ett landskapsperspektiv. Vilket håll kommer vattnet att rinna? Var behöver man dämna och vad översvämmas?
- Var kan vi hindra att diket mynnar i ytvatten som bäckar?
- Återskapa gärna sumpskogar eftersom det är ett habitat som minskat radikalt i landskapet (Figur 64).
- Igenläggning av diken kan ske med handkraft eller maskiner. Manuellt arbete är i regel bara effektivt i små - 0,5 meter breda - diken. Igenläggning av skogsdiken kan ske med hjälp av skotare i samband med att dessa maskiner används för andra skogsskötselåtgärder i området.
- Tidsåtgången i fält vid manuellt arbete kan skattas till två persontimmar per propp, om material finns framme. Används skotare är tidsåtgången cirka 30 minuter per propp (Figur 65).



Figur 64. Här återskapas lövsumpskog på mark som trots dikning varit för blöt för bra skogsproduktion. Träden avverkades och det avledande diket proppades igen. Foto: Lennart Henrikson.



Figur 65. Igenläggning av dike med hjälp av skotare. Man har passat på att avverka gran i kantzonen och använder den som fyllnadsmaterial. Foto: Lennart Henrikson.

- Observera att sådana här åtgärder får mycket snabb effekt. Redan påföljande dag kan tidigare körbara partier vara vattensjuka. Planera därför noga arbetsgången. Börja uppströms och arbeta nedåt.
- Vid arbete på mossar var aktsam så att inte grävning sker till underliggande minerallager. De kan vara betydligt genomsläppligare än torven.
- Välj ut ett relativt plant avsnitt.

- Helst lägger man flera proppar i samma dike, med maximalt 10–20 centimeters fallhöjd mellan dämmen. Blir fallhöjden högre ökar vattenhastigheten, samtidigt som större arealer av strandzonen blir torrlagda.
- I sin enklaste form kan man göra en dikespropp av sämre massaved (eller GROT; grenar och toppar från gallring och avverkning) som förstärks med jord eller torv.
- En damm i ett mossdike kan dock sällan byggas enbart med torv eftersom den är för genomsläpplig och med tiden spolats undan.
- En mer stabil konstruktion fås genom att använda hela trädstammar, gärna tall eller gran, som stöd. I EU-Lifeprojektet Admire använde man tunna lövträd som buntades ihop för att förstärka propparna.
- Dessa drivs ned i botten som palissader, eller läggs tvärs diket. I så fall bör stammarna förankras minst 75 cm in i omgivande mark. En enkel palissad läcker naturligtvis och lämpligen utförs pluggningen av diket med en dubbelpalissad med ett mellanrum på 0,5–1 m. Mellanrummet fylls med torv, jord, sand eller annat tätande material – en tätande matta av kokosfiber eller annat naturmaterial.
- Genom att täta propparna med fiberduk/geotextil erhålls bättre effektivitet och livslängd, men använd inte syntetmaterial i onödan, hellre fibermattor av kokos. Fiberduk rekommenderas i marker med mo och mjåla eftersom erosionen av finpartikulärt material till ytvatten kan öka.
- De byggda propparna kommer med tiden att ruttna bort. I regel har då ackumulerade sediment gjort att diken satts igen.
- Används grävmaskin kan man också välja att lägga igen diken genom att successivt gräva ur partier i diket och skapa långa proppar/dämmen av detta material. Det är viktigt att med skopan uppiifrån kompaktera materialet för att få det tätt.
- Utmed mossdiken kan man se att träd (tall eller björk) etablerat sig på grund av den sänkta grundvattennivån. När diken sätts igen kommer dessa träd att dö. Man kan därför avverka träden för att snabbare återfå ett naturligt utseende på mossen och höja vattennivån, men död ved och torrakor är viktiga habitat för till exempel skalbaggar och hackspettar. Gör en avvägning mellan monetära värden, estetik och funktion.

12.6 Uppbrytning av kulverterat vattendrag/täckdiken

Framför allt i tätort och i jordbrukslandskapet finns en mängd kulverterade diken (dagvattenledningar samt mindre och större täckdiken). De är ofta raka och fungerar som stuprör som för vattnet rakt ut i närmaste ytvatten. I ett öppet och diversit vattendrag fungerar de naturliga självrenande processerna, medan täckdiken bara är en kanal för transport av problemet nedströms.

Många kulvertar har åldrats och behöver kanske bytas. Istället för att kostsamt lägga nya kan man helt enkelt gräva bort de befintliga och låta vattnet strömma fritt. Man bör dock kontrollera så att inte kulverten är en del av ett markavvattningsföretag. Då måste åtgärden diskuteras med dikningsföretaget, och ibland måste tillståndet omprövas.

Att bara gräva ur och lyfta bort kulverten är ofta inte tillräckligt. I de fall man måste behålla en del av kulverten under till tätort eller exempel produktiv åkermark är

problemet med risk för översvämning stor. Kulvertar och vägtrummor är perfekta för att snabbt föra undan vatten. De löper i raka linjer. Tar man bort detta överlägsna vattenledningssystem så kommer att öppet dike på samma plats säkert att svämma över. Den raka formen omintetgör också självrening och behåller en ensartad miljö. Man bör alltså sträva efter att skapa en slingrande fåra. Fåran måste ha flacka stränder som tål översvämning, till exempel genom att erosionssäkras (se mer i avsnitt 15.5).

Kulverterade vattendrag har grävts ned djupare än de rann förr. Genom att fasa av strandbrinken kan man så att säga visuellt lyfta vattendraget, samtidigt som ett åplan kan skapas och erosionen minskar. Avfasade strandbrinkar kan ge utrymme för vattnet att svämma ut på svämplanet vid behov. Tillåter man dessutom att vattendraget skuggas av träd och buskar kan rensningsbehovet helt försvinna i och med att det inte växer igen. Alternativt höjer man vattendraget rent fysiskt genom att lägga i material, till exempel stenkross underst och sedan en yta av fast lera eller grus. Detta blir dock kostsamma åtgärder.

Ibland är det enklare och billigare att plugga igen kulverten och bygga en ny slingrande fåra bredvid.

13. Landskapshydrologi – vattennära våtmarker

13.1 Introduktion

På många håll är det brist på våtmarker i landskapet. I denna skrift berör vi bara våtmarker som ligger i nära anslutning till ytvatten och oftast försörjs av ytvatten eller utströmning från surdrag och grundvattenutströmningar i deras närhet. Området utgörs i princip av strand, svämplan och närliggande terrester kantzonen. Med **svämplan** avses områden längs med vattendrag som formats genom återkommande översvämningar med avsättning av sediment. Ofta är de relativt plana, men kan ha en något högre vall vattendragsnära, en **levé**, eftersom mest sediment avsätts här. Bakom levéerna kan våtmarker bildas i sänkorna genom både översvämning och tillströmmande yt- och grundvatten.

Våtmarkerna har flera ytterst viktiga funktioner i landskapet:

- Utgör viktiga livsmiljöer för flora och fauna. Bara i sumpskog finns cirka 200 hotade, sällsynta eller hänsynskrävande växtarter. Många fågelarter behöver våtmarker för att häcka eller bara som nattviste (Strand 2008).
- Håller vattnet kvar i landskapet.
- Utjämnar vattenföringen.
- Bidrar till grundvattenbildningen.
- Renar vattnet från kväve (genom denitrifikation) och fosfor (genom sedimentation av partiklar).
- Vattennära våtmarker kan vara viktiga rekryteringsområden för groddjur och fisk och uppehållsområden för däggdjur (till exempel älg på vintern).
- Minskar tillförsel av sediment, bekämpningsmedel och miljögifter till vattendrag.
- Skapar ett mer varierat landskap, med ibland mycket mygg.

Bakteriell denitrifikation

Biologisk denitrifikation äger endast rum i syrefria miljöer där bakterier nyttjar (reducerar) nitratjoner för att skaffa sig energi och syre. Som en restprodukt avgår kvävgas (N_2) eller växthusgasen lustgas (N_2O).

Bakterierna behöver en kolkälla för att tillväxa. Därför är denitrifikationen störst i områden med mycket organiskt material i bottenarna, material som ger kol och syrebrist.

Kemisk denitrifikation

Det sker också en kemisk denitrifikation i jordar med reducerade metalljoner, främst järn bundet till lermineral eller i form av pyrit. Lerjordar har större förmåga till kemisk denitrifikation än sandjordar. Successivt töms dock marken på reducerade metalljoner och de flesta jordbruksmarker har idag svag förmåga till kemisk denitrifikation.

Med enkla metoder kan man återskapa vattennära våtmarker som har betydelse som livsmiljö, naturens egna reningsverk, bildare av grundvatten och utjämnare av vattenflöden. Det ska poängteras att även isolerade småvatten kan vara mycket artrika. Vid storskaliga undersökningar har man funnit flera arter och fler sällsynta och rödlistade växt- och djurarter i småvatten än i vattendrag i samma områden (Scottish EPA 2000).

Vi berör inte våtmarker som används som retentionsområden för närsalter. I stor utsträckning har sådana våtmarker anlagts med syftet att minska framför allt kvävetillförsel till havet, kvävefällor. Då har man valt att lägga våtmarkerna strategiskt ur just denna aspekt, ibland i form av dämmen i naturliga åar, till men för vandrande djur och spridning av växter. Närsaltreduktion kan uppnås genom andra metoder som inte har negativ miljöpåverkan. Att dämna måttligt genom att återföra naturliga, stora strukturer i vattendrag, att åter meandra åfåran, införa kantzon, anlägga våtmarker i en sidofåra samt att återskapa och restaurera svämplanet bidrar också till att minska fosfor- och kvävetransporten. Den **hyporheiska zonen** utmed 1 km naturlig bäck kan ur närsaltreningssynpunkt motsvara en 1,5 m djup damm på 0,45 ha (Vought-Petersen m fl 1991). Kombinerar detta med bra anlagda åtgärder i jordbruket som minskar närsalt- och gödseltillförsel till vatten, till exempel funktionella kantzoner mot vatten (avsnitt 16), kommer belastningen av närsalter och sediment till sötvatten och hav att minska radikalt. Kort sagt - våtmarker som skapas som habitat och för att bidra till landskapets vattenhållande förmåga fyller tillsammans med funktionella kantzoner och restaurerade vattendrag lätt kvävefällornas funktion.

Våtmark är ett vitt begrepp och omfattar all mark med vatten i eller nära markytan. Våtmarker anses därmed internationellt även inbegripa grunda sjöar, vattendrag och stränder, det vill säga ett vidare begrepp än det gängse svenska. Här särskiljer vi sjöar, vattendrag och fastmarkstränder från egentliga våtmarker. **Kärr** får vatten tillfört från omgivande marker. Beroende på jord- och bergarter i området kan kärren vara näringsfattiga (fattigkärr) till näringsrika (rikkärr, extremrikkärr). **Svämskog** (eller sumpskog) är en våtmark med träd som har en medelhöjd av minst 3 meter och där krontäckningsgraden är minst 30%, men andra definitioner på naturtypen finns. Här avses främst trädbevuxen våtmark på eller i direkt anslutning till stranden.

De våtmarker som är vanliga nära vattendrag och sjöar är bildade av 1) uppströmmande grundvatten som utströmningsområden och källor, 2) ytlig tillrinning som surdråg samt de våtmarker som skapas av ytvattnet i sjön/vattendraget genom 3) översvämningar eller permanenta inflöden av ytvatten. Till den sistnämnda kategorin hör korvsjöar, som är en helt avsnörd meanderslinga från vattendraget, och lagunsjön, som fortfarande har kontakt med vattendraget (Nolbrant m fl 2019).

Viktiga våtmarker finns också längs våra kuster, speciellt längs Östersjöns stränder där landhöjningen gör sig påmind. Här skapas först allt mer isolerade vikar (**flador**) som successivt blir små kustgölar (**glosjöar**) (avsnitt 3.4). I många fall finns det igenväxande kanaler/bäckar som förbinder dem med kusten, åtminstone vid högvatten. Dessa flador och glosjöar kan vara extremt viktiga uppväxtlokaler för fisk och fågel (Sandström 2003, Ljunggren & Engstedt 2019).

Som nämnts inledningsvis begränsas rekommendationerna till åtgärder som har direkt anknytning till kust, vattendrag och sjöar. I princip har naturligtvis alla våtmarker i landskapet återverkan på övriga ytvatten, till exempel mossars och kärrs vattenhållande förmåga som ökar grundvattennivån och fördröjer avrinningen.

13.2 Antropogen påverkan

Den antropogena påverkan har beskrivits övergripande i föregående avsnitt (avsnitt 12.2). Att en stor andel av våra våtmarker dikats ut vet vi. Globalt diskuteras hur mycket av världens våtmarker som försvunnit med skattningar från 33% (Hu m fl 2017) till 90% (WWF 2020). Skillnaderna beror både olika metodik och definitioner av våtmarker. Klart är att påverkan är enorm.

I det utdikade landskapet försvinner livsmiljön för flera växter och djur, samtidigt sänks grundvattennivån, högvattenföringen i vattendrag ökar och sommarvattenföringen minskar. Torrläggningen av våtmarker ger fältet fritt för buskar, träd och andra torrmarksväxter att kolonisera området. I och med att våtmarkerna försvinner förloras också deras förmåga att kvarhålla partiklar och näringsämnen, speciellt kväverening genom denitrifikation minskar.

Bland viktiga våtmarker som påverkats negativt är svämplanet, med sina strandängar, mader och avsnörda korvsjöar. Det naturligt våta svämplanet utmed vattendrag torrläggs genom att vattendragen gräver sig djupare. I dessa djupa vattendrag ökar erosionen genom att avrinningen ur landskapet accelererats, och vattendragen gräver sig ännu djupare och bredare. Vid höglöden kan då vattnet inte längre strömma upp på svämplanet, vilket gör att självreningsförmågan i svämplanet förloras. Samtidigt försvinner livsmiljön för många djur, såväl ryggradslösa djur som grodor, fågel och fisk. Tillfälliga översvämmade delar av svämplanet är viktiga lekområden för till exempel grodor och fiskar som gädda.

Många våtmarker hölls förr öppna genom översvämnningar och av att nyttjas för slätter. **Slättermaderna** längs våra älvar rensades på viden (*Salix*) för att inte växa igen. Med sänkta grundvattennivåer, upphörd slätter och utan betesdjur växer dessa våtmarker igen. Denna igenväxningsprocess är i flertalet fall naturlig. Men sådana slättermader har ett stort kulturhistoriskt värde och har med tiden utvecklat en rik flora och fågelfauna, till exempel med vadarfåglar och gäss. Det finns alltså anledning att där så är möjligt vidmakthålla slättermaderna.

13.3 Målbilder

Målbilden är ett vatten, sjö eller vattendrag, som tillåts svämma över till svämplanet så att naturliga våtmarker bildas (Figur 66). På samma sätt ska tillrinnande vatten inte kanaliseras ut i sjöar och vattendrag utan tillåtas att utgöra permanenta eller temporära våtmarker med våtmarksvegetation. På kusten är målbilden att flador och glosjöar inte växer igen, även om landhöjningen utmed norra Östersjökusten naturligt minskar utbredningen av dessa våtmarker.

Man behöver ofta skilja på våtmarker som ska hysa fisk och sådana som inte är tänkta att hysa fisk, åtminstone inte permanent. Här koncentrerar vi oss på våtmarker nära ytvatten och i princip kan sägas att de som försörjs med vatten från sjöar, vattendrag och kustvatten ska kunna hysa fisk, medan de som försörjs med vatten

från tillrinning kan skapas utan möjlighet för fisk att vandra upp i, allt beroende på den lokala situationen.

Många våtmarker i jordbruks- och tätortsområden får idag för hög tillförsel av närsalter. Grumligt vatten, flytande sjök av alger och heltäckande lager med andmat är tydliga tecken. Det finns ytterst få våtmarker i dessa miljöer med en bra vattenkvalitet. Våtmarker som ska vara bra habitat för djur måste avlastas närsalter.



Figur 66. Vid vårflood svämmas Lekhyttebäcken ut på svämplanet och fyller på våtmarkerna. Här trivs grodor och strutbräken. Foto: Erik Degerman.

Lämpligt utformade svämplan kommer att fungera som **översilningsängar**, som omväxlande ska översvämmas och dräneras för att binda närsalter och öka självreningen av kväve. Översilningsängen fungerar som en pump. Under dränerade (torra), syrerika förhållanden oxideras organiskt material och ammonium nitrifieras (oxideras via nitrit till nitrat). Under syrefria (blöta) förhållanden överförs nitrat till kvävgas. Cykeln upprepas för varje period med torra respektive dränkta förhållanden. Det tidvis översvämmade svämplanet har en mycket stor självrenande förmåga, kombinerat med hög biologisk mångfald och utgör ett naturligt landskapselement.

Vi vill påminna om vad som står i avsnitt 7.8:

- Andelen våtmark i ett avrinningsområde – 10% ska finnas idag eller så ska 40% av den historiska nivån skyddas och restaureras (Environment Canada 2013).

13.4 Evidensbaserade erfarenheter

I ett större restaureringsprojekt i ett avrinningsområde i North Carolina, USA, kunde man tydligt visa att restaurering och återskapande av vattennära våtmarker reducerade höglöden, utflödet av närsalter och minskade erosionen i vattendraget (Richardson m fl 2011). Det finns restaurerade våtmarker där man sett mycket snabb rekolonisation av groddjur och samma tätheter, eller till och med högre, som i

närliggande befintliga våtmarker (Lehtinen & Galatowitsch 2001, Stevens m fl 2002). Däremot brukar det ta lång tid för vegetationen att normaliseras, typiskt 8–50 år (Gutrich & Hitzhusen 2004).

Fågelfaunan i en nyanlagd våtmark brukar undergå successioner i takt med att våtmarkens vegetation utvecklas, vadarfåglar minskar ofta successivt medan arter som lever i vassbälten ökar (Strand 2008). Med hävd, naturbete eller slätter, kan man styra utvecklingen i önskvärd riktning.

Det är också belagt att våtmarker påverkar biologisk mångfald i det omgivande landskapet. Man kan räkna med att förekomsten av flygande trollsländor ökar inom ett avstånd på 160 m från våtmarker och att häckande fågel gynnas på ett avstånd av 200 m. Självklart ökar även förekomsten av groddjur (Environment Canada 2013).

Utöver dessa vetenskapligt dokumenterade slutsatser finns en mängd erfarenhet från genomförda återetableringar av våtmarker i Sverige. Fokus i uppföljningen har ofta varit vegetation och fågel. Dessa erfarenheter finns sammanfattade i ett antal publikationer (Svensson & Glimskär 1993, Andersson m fl 1996, Vedum m fl 2004, Ekologgruppen 2004, Strand 2008).

13.5 Grundläggande principer

Våtmarker har anlagts eller återskapats av främst tre skäl; för att återskapa livsmiljöer (habitat), för återställning av landskapets vattenhållande förmåga (vattenmagasin) samt som retentionsområden (fångdammar) för närsalter och sediment (retention). Det senare berörs ej här och som framgår i detta avsnitt och på andra ställen behöver man inte bygga dessa onaturliga närsaltfällor. Den ekosystemtjänsten erhålls på ett bättre sätt av det friska och restaurerade vattenlandskapet!! I framtiden kommer återskapande av våtmarker också att vara en del i klimatarbetet, ett sätt också att återskapa funktionen som kolsänka.

Återskapade våtmarker på sin ursprungliga plats och utformning bör inte vara ett problem för den biologiska mångfalden, snarare tvärt om. Till negativa effekter som kan uppstå kan läggas ökad avdunstning från de stora, öppna vattenytorna. Detta kan minska vattenföringen nedströms, samtidigt som vattentemperaturen kan bli hög sommartid. Det finns också en risk för att metylering av kvicksilver kan öka tillfälligt när ny mark ställs under vatten.

Vi har i många områden byggt fast oss i det fördjupade vattendragets och det utdikade landskapets vattennivåer. Restaurering av våtmarker och vattendrag nära tätorter kan då medföra att marker och hus översvämmas. Istället för att höja vattendraget så att det får kontakt med svämplanet, får man då sänka svämplanet (Nihlén 2003). Det kan vara sådant att det endast översvämmas av högvatten, det vill säga: låt strandbrinken vara lite högre närmast vattendraget – men inte högre än högvattenflöden. Då får man en frisk gräsvegetation. Om man hyvlat ner svämplanet gäller det att snabbt få marken täckt av en tät grässvål. Man kan inhandla en fröblandning av ängsgröe och rödsvingel. Det kan också vara gynnsamt för den biologiska mångfalden och för att få ett naturligt utseende att så in ängsblommor. Välsorterade plantskolor kan ha flera lämpliga arter. Undvik alla växtarter som är främmande för platsen och ta lokalt odlade arter uppdrivna i Sverige. Låter man svämplanet vara lägre så att det översvämmas längre tid kan annan vegetation och

framför allt ett rikt djurliv utvecklas. Låt inte sådana mer långvarigt översvämmade svämplan vara djupare än 3 dm så gynnas flyttande vadarfågel.

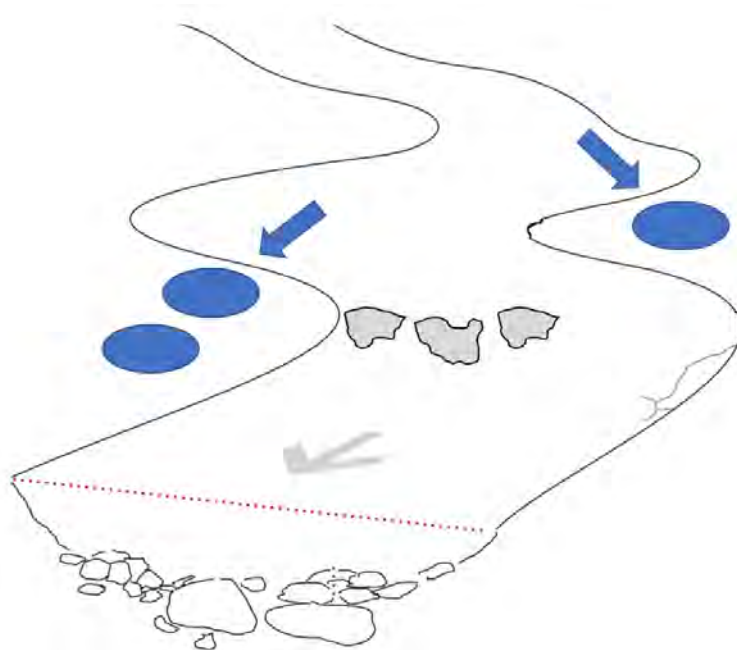
13.6 Generell arbetsgång

Förberedelser

- Åtgärder i våtmarker som är mindre än fem hektar i yta kräver ingen miljödom. Däremot krävs tillstånd för vattenverksamhet från länsstyrelsen och en strandskyddsdispens från kommunen. För att få använda arbetsfordon i våtmarken krävs dessutom dispens från terrängkörningslagen.

Våtmarker i svämplanet

Sträva efter att finna ställen där högvatten kan fås att strömma ut och kvarhållas, åtminstone temporärt, i svämplanet (Figur 67). Detta kan ordnas genom att gräva väg för vattnet ut i svämplanet, men också genom att höja vattendraget genom utläggning av stora strukturer och öppna igenlagda flödesvägar (sidofårar) ut i svämplanet. Att anlägga en förträngning i form av en trädstam, stentröskel eller större stengrupper kan bromsa vattenflödet och höja vattennivån.



Figur 67. Schematisk bild av hur man får ett vattendrag att svämma över på svämplanet genom att helt enkelt gräva en öppning ut till ett sänkt parti (övre) eller genom att försiktigt dämna med en stentröskel/trädstam för att få vattnet ut på svämplanet. I större åar bör man alltid lämna en passage vid djupfåran för bevarande av longitudinell konnektivitet för djur och människor. Förlaga Carl Tamario.

- Där översvämning är svår att åstadkomma får man satsa på lägen som försörjs med vatten från vattendrag/sjö, utströmmande grundvatten eller surdrag.
- Många fiskar utnyttjar tillfälliga översvämmade strandområden för lek, men ska fisk finnas permanent bör våtmarken/småvattnet vara relativt stor, ha förbindelse med större vatten och vara så djup att det går att övervintra.
- Strandzonen är en viktig ekoton, vare sig den är vegetationsklädd eller nästan bar. Prioritera långa, sluttande och varierade stränder. Den del av stranden

som ibland översvämmas och ibland är torr, svämplanet, är viktig för den biologiska mångfalden och kan också vara en viktig komponent i självreningen av kväve.

- Även mycket små vattensamlingar vara värdefulla, till och med våtmarker på bara 1 m² kan ha en rik insektsfauna.

Större våtmarker

- Utnyttja naturliga landskapsformer, var inte alltför ingenjörsmässig och anslut till närliggande våtmarker.
- Bestäm våtmarkens huvudsakliga funktion, eller vilka funktioner som ska kombineras (kolsänka, närsaltretentionsområde, habitat/viltvatten, grundvattenbildning). Ofta kan alla funktioner kombineras.
- I rapportserien från EU-projektet "Grip on life", dvs samma rapportserie som denna rapport, har det tagits fram tre modeller för att med GIS analysera var en våtmark bör anläggas/återskapas för att ge störst nytta ur olika aspekter (Ermold 2019). Vi går inte in närmare på dessa analyser utgående från topografin och data om torvmarker utan hänvisar till rapporten.
- Rehabilitering av befintliga våtmarker och återskapande på platser där de tidigare funnits ökar möjligheterna till framgång och ger lägre kostnad, jämfört med att anlägga en våtmark på en ny plats.
- Det kan av olika skäl vara svårt att få till stånd våtmarker i till exempel produktiv skogs- och jordbruksmark eller tätortsnära områden. Därför måste man ibland anlägga nya våtmarker på platser i landskapet där de inte legat tidigare.
- Välj då en plats som inte inkräktar på befintliga natur- och kulturmiljövärden.
- Vid anläggning av ny våtmark. Prioritera lägen som anknyter till forna våtmarker i landskapet. Studera gamla kartor och hör med lokalbefolkningen. Avgör om en bedömning av det tilltänkta lägets naturvärde kan inhämtas från befintligt underlag och lokalboende, eller om särskild inventering behöver göras. Berörs naturskyddade områden eller kulturmiljöer?
- Gör höjdavvägning för att kontrollera topografin, samt mät in diken och gränser. En avvägning krävs oftast som underlag för en ritning. Hjälp med avvägning kan man ofta få hos kommunens tekniska kontor eller Hushållningssällskapet. Ibland kan grävmaskinisten vara behjälplig. Avvägningen sker med olika typer av instrument; optiska eller laser med stöd av GPS.
- Gör en skiss över planerad utformning. Sträva efter mjuka former i landskapet! Markera våtmarkens utbredning, slänter, deponering av schaktmassor, vattendjup, eventuellt öars utseende och läge, konstruktion av täta markskikt samt teknisk beskrivning av in- och utlopp.
- Bedöm lämpligt tillvägagångssätt vid etablering, till exempel maskinellt behov.
- Planera även för hur framtida eventuell skötsel av våtmarken ska ske, exempelvis muddring, tömning av sediment, skörd av vegetation, naturbete.
- Planera tillfarter och körväg för maskiner vid anläggning. Kan rutterna läggas på bärande mark och utan att skada träd och -rötter bör det prioriteras.
- Bedöm om åtgärden bör utföras vintertid, på frusen mark, eller om markens bärighet behöver ökas med så kallade grävmaskinsmattor eller genom att lägga ut ris och kvistar.

- Planera alltid för efterarbeten, tillgänglighet för det rörliga friluftslivet och eventuell vegetationsetablering. Holkar för fågel och fladdermöss får inte glömmas bort.
- Tänk på säkerheten! Öppna vattensamlingar kan locka till bad och vadning. Ligger småvattnet i anslutning till områden med små barn, eller om det är väldigt lättillgänglig bör man undvika branta slänter, stora djup och branta stränder med abrupt nivåförändring. Är det en brant slänt med djupt vatten nedanför kan man grunda upp partier eller lägga ut stor sten att kliva upp på. Kanske bör området stängslas in, eller göras svåråtkomligt genom tät land- och vattenvegetation och avsaknad av stigar eller förekomst av betande djur.
- I regel rekommenderas att anlägga småvatten nära större vatten eller andra småvatten för att underlätta kolonisation av arter.
- I ett landskapsperspektiv kan det ge en högre diversitet med en mosaik av grunda, djupa och variabelt djupa våtmarker.
- Det är inte alltid negativt att våtmarken torkar ut. Grunda våtmarker som årligen torkar ut kan vara ett viktigt habitat för en högt specialiserad fauna, till exempel bladfotingar och vattensalamander. Gör således inte alla våtmarker efter samma ritning!
- Planera platsen ur ett landskapsperspektiv – Hur nära är det till andra våtmarker? Vilket behov finns det av våtmarken på platsen relativt andra lägen? Kan våtmarken placeras mer strategiskt med hänsyn till syftet utan att störa naturliga vattenmiljöer och kulturmiljöer?
- Många små våtmarker kan ibland vara mer lämpligt än stora våtmarker för biologisk mångfald och som vattenmagasin. Stora öppna vattenytor medför att avdunstningen ökar med ökad vindexponering och därmed motverkas delvis våtmarkens vattenhållande effekt. Ett varmt sommardygnet avdunstar 1–3 mm vatten från större dammar. Detta kan motverkas genom att minska vindexponeringen.
- För att hindra för stor utveckling av bladvass och kavedun kan det vara viktigt att tillåta/skapa vattenståndsvariation i våtmarken. Vi tänker ju oss främst våtmarker som förses med ytvatten från vattendrag eller utströmmande vatten på stränderna och därmed fås en dynamik.
- Det har visat sig till exempel att vegetationen i anlagda fångdammar generellt inte blir mer artrik med ökad dammstorlek, medan däremot en del fågelarter gynnas av större vattenytor (se nedan).

Fågel

- Ett flertal våtmarksfåglar behöver fiskfattiga småvatten med hög produktion av småkryp för att lyckas med häckningen. Exempel på sådana arter är årta, smådopping, rörhöna och kricka (Nolbrant m fl 2019).
- Simänder vill ha grunda vatten (helst ej över 40 cm djupa). Våtmarker med bara decimeterdjupt vatten föredras av vadarfågel som rödbena.
- Våtmarker som habitat behöver inte vara 1–2 m djupa, men de djupa våtmarkerna ger en bra livsmiljö för många fiskar, fåglar, gul och vit näckros och vissa natearter (Svensson & Glimskär 1993). Dessutom finns en vattenvolym som inte fryser vintertid och inte växer igen sommartid.

- För att gynna andfågel bör våtmarken vara av viss storlek. Kricka, rörhöna och gräsand kan nyttja dammar på 1000 m². För att föda upp en andkull bör man dock räkna med cirka 2500 m² (Andersson m fl 1996). Sothöna och svarthakedopping (Figur 68) kräver i regel 2000 m², medan vigg och knölsvan kräver cirka 5000 m² (Vedum m fl 2004).



Figur 68. Svarthakedopping trivs i ganska grunda (<1 m) och små (<0,5 ha) våtmarker, men kan också påträffas i större våtmarker. Den brukar snabbt hitta nya småvatten. Foto: Erik Degerman.

- För att gynna vadarfågel och gäss bör lutningen på stränder vara runt 1 m på 10–20 m.

Om man återskapar stora våtmarker krävs i regel omfattande markarbeten. De massor som grävs ut vid en anläggning kan användas för att skapa naturliga öar i våtmarken om denna är stor nog. De utgör bra habitat för häckande fågel utom räckhåll för mink, räv, grävling och katter. Här kan skrattmåsar häcka och med dem kommer en mängd andra arter av änder, vadarfågel och doppingar som lever i skydd av måsarna (Figur 69). Öarna tillför också extra strandlinje som utgör bra habitat för många arter, bland annat groddjur. Dessutom skapar öarna en varierad landskapsbild. Just landskapsbilden gör dock att man i många fall inte vill ha öar eftersom det kan se onaturligt ut.



Figur 69. Konstgjord ö anlagd i våtmark vid naturreservatet Getterön, Varbergs kommun. Gynnas skrattmåsar så gynnas många andra fågelarter som lever i skydd av den vaksamma måskolonin. Foto: Erik Degerman.

Om ni gör en ö i en öppen våtmark:

- Gör ön innan våtmarken vattenfylls.
- Se till att ön är så hög att den inte översvämmas helt vid högvatten.
- En ö på bara 3–4 m längd kan vara tillräckligt häckningshabitat för andfågel och skrattmåsar.
- Helst bör ön ha 20–30 m till fastmark för att fåglar ska slippa ovälkomna besök av rovdjur (Strand 2008).
- Skapa gärna varierade stränder på olika sidor av ön, från flack till brant, från raka stränder till små vikar.
- Tänk på öns effekter på vattenströmmen genom våtmarken. Ön kan snabba på respektive fördröja vattnets framfart, allt efter önskemål.
- Ju längre från mänsklig påverkan ön läggs, desto mer ostörd blir faunan.
- Skapas större öppna vattenytor kan öar läggas för att bryta vindpåverkan på känsliga stränder.
- Flacka öar utan träd är bra för häckande and- och vadarfågel.
- Enstaka isolerade träd eller buskar på öar utgör ofta platser för kråkor som utgör en fara för fågelungar.
- ”Öar” i form av enstaka stora stenar som hittats vid grävning är uppskattade viloplats för fågel som drillsnäppa och sädesärta. Risk finns dock alltid att det blir uppehållsplatser för trutar, något som inte alltid är önskvärt.

Fisk

- Våtmarker i form av kärr och gölar är en viktig livsmiljö för groddjur, snok, en mängd vattenfågel, insekter och växter. Våra grodor är fridlysta sedan år 2000 och huvuddelen av arterna är rödlistade. De vill ha en fiskfri liten göl eller våtmark som värms upp snabbt och inte torkar ut för tidigt. Ibland etableras fisk och signalkräfter i de nya våtmarker som skapats. Därmed minskar dessa våtmarkers värde för de nämnda grupperna av djur, samtidigt som vissa fiskarter (till exempel braxen) grumlar vattnet. Plantera bara in fisk eller flodkräfter om det är klarlagt att de funnits i motsvarande våtmark förr.

Helst ska man aldrig plantera in utan låta återkolonisering ske den naturliga vägen, om konnektivitet finns.

- Som så många andra djurgrupper gynnas fiskar av en divers miljö, gärna med såväl grunda som djupa parter, och omväxlande vegetationsrikt och vegetationsfritt (Sabo & Kelso 1991). Även fåglar vill ha en divers miljö och olika arter gynnas av olika utformad och utbildad våtmark (se mer i Strand 2008).
- En populär tillämpning utmed kusten till Södra Östersjön har blivit att återskapa våtmarker med fokus på att de ska utgöra lekområden för gädda och uppväxthabitat för gäddyngel – så kallade **gäddfabriker** (Ljunggren & Engstedt 2019). Man utgår från att söka upp befintliga sänkor där flacka vattendrag eller tillrinnande diken mynnar i havet. Då kan man enkelt skapa en våtmark genom att försiktigt dämna i mynningen, och slipper därmed mer omständliga grävningsarbeten. Ofta sätter man en enkel reglerfunktion i mynningen så att den nya våtmarken kan fyllas med vatten under tidig vår. Strävan är att ha området vattenfyllt till 0,3–1 m djup från februari till juni, därefter kan vattennivåerna sänkas och området betas. Att se till att vandringsvägarna in och ut är öppna är viktigt. Sandbankar (Figur 70) eller tät vegetation av bladvass och kaveldun kan stänga vägen. Rensa bort vegetationen, helst även rotfilten. Räkna med att åtgärden behöver upprepas ett antal år i sträck och sedan med längre intervaller. Muddring kan möjligen tillgripas mycket försiktigt. Det är nämligen viktigt att de hydrologiska förhållandena ej påverkas.



Figur 70. Kustlagun på halvön Furilden, Gotland. I området har man etablerat nya laguner och öppnat kanaler in till sådana som varit isolerade. Dessa kustlaguner är mycket viktiga uppväxthabitat för fågel och fisk. Liknande livsmiljöer har försvunnit utmed kusten och utmed insjöstränder. Förutom att utgöra livsmiljöer kan kustlaguner fungera som fångdammars för närsalter. Foto: Erik Degerman.

Slutligen bör man beakta det mänskliga perspektivet. Gör delar av våtmarken åtkomlig om det inte stör faunan. Stigar, spänger, sittbänkar, fågeltorn eller plattformar ökar intresset. Även markägaren kan få synas i det sammanhanget och kanske känna lite stolthet över vad som gjorts. Där det inte stör landskapsbilden kan också skyltar med information om åtgärden vara bra för att få en förståelse för behovet av åtgärden.

13.7 Efterbehandling och skötsel av våtmarker

Etablering av vegetation i en våtmark

Ofta etableras vegetation spontant från den fröbank som finns i marken eller från intilliggande våtmarker. Änder och vadarfågel brukar vara flitiga med att sprida frön. Man kan dock skynda på processen genom att samla in jord från strandlinjen i intilliggande sjöar eller våtmarker. Då får man en stor fröbank som snabbt etableras. Aktiv återplantering är sällan nödvändigt. Det kan tillgripas om man vill införa speciellt estetiska växter (exempelvis svärdsilja, blomvass, fackelblomster, kabbleka), eller om man snabbt ha in viktiga arter som ger frö till nytta för småfåglar (starr och säv) eller gynna rödlistade växtarter.

Vill man aktivt hämta växter (se Strand 2008) i närliggande våtmarker bör man ha en ordentlig spade för våtmarksväxter sitter ofta djupt rotade. Jorden är svår att få med, men det gör ingenting. Det är viktigt att hela tiden hålla rötterna blöta i en hink eller liknande. Det kan vara svårt för de arter som kan ha luftfyllda rötter, till exempel kaveldun, eftersom de tenderar att flyta upp.

Massutveckling av grönalger

Ibland är den första växtligheten som utvecklas grönalger, som i stora sjöar kan täcka vattenytan. Orsaken till dessa blomningar är för stor tillgång på närsalter. Efter 3–5 år brukar effekten av grävningen av dammbotten gå över och grönalgerna minska. Under tiden kan man ta bort dem mekaniskt, eller hoppas på att andmat, framför allt korsandmat, ska konkurrera ut grönalgerna.

Utan att någon vet mekanismen har det upptäckts att halmbalar av korn hämmar algutväxten. Troligen är det i samband med att halmen förruttnar i vattnet som något ämne frigörs. Halmen läggs löst packad i finmaskiga säckar. Dessa förankras så att halmen efter säsongen kan lyftas ut, eljest riskeras syrebrist. Ca 25 kg torr halm anbefalles till 1000 m² damm (Vedum m fl 2004).

Ibland kan planktonblomningar utlösas av fisk i små gölar och sjöar. För mycket fisk betar ned djurplankton, varigenom de senares betning av planktonalger minskar. Att minska fiskbiomassan, eller tömma våtmarken och ta bort fisken kan vara gynnsamt.

Vass tillhör de växter som är enkla att plantera, men samtidigt kommer säkert vass att kolonisera av sig själv och kan då bilda enartsbestånd. Ett klagomål på grunda våtmarker som anlagts är att de ofta domineras av vass och kaveldun.

Att hindra våtmarker från att växa igen

Det är viktigt att markanvändningen i omgivande mark inte motverkar syftet med våtmarken.

Strandzonen kan hållas öppen genom hävd (bete/slätter) eller lämnas utan hävd. I enlighet med tanken om att ha många och varierade våtmarker bör skuggande buskar planteras eller ännu hellre bevaras vid anläggandet utmed somliga våtmarker och andra lämnas mer öppna. Tänk på att andfåglar, framför allt de tyngre dykänderna, har svårt att lyfta från små vattensamlingar omgärdade av träd.

Åkermark utan skyddszon mot våtmarken innebär att våtmarkens snabbt blir övergödd, växer igen och får syrebrist. Vissa våtmarker bör naturligtvis få växa igen, men andra kan man vilja hålla öppna, till exempel för att utgöra habitat för större vattensalamander eller svarthakedopping. Forna dagars slätter och bete höll kärr och strandnära våtmarker öppna. Sådana marker är viktiga för vadarfågel, kornknarr, gulärta och grågäss. Betesdjuren är också viktiga för arter som stare, gulärta och ortolansparv. Det är arbetsintensivt och dyrt att manuellt klippa vegetationen, till exempel med hjälp av röjsågar. I ett ordentligt igenväxt kärr med vassar kan det ta upp till 30 persondagar att röja, samla ihop och frakta bort vegetation (ensilering) från en hektar (Eades m fl 2005).

Lämplig tid för slätter är under högsommaren om vegetation ska användas till foder. Att variera tidpunkten för ”slätter” (vegetationsröjning) kan öka artdiversiteten. Dessutom kan det vara lämpligt att klippa bara delar av våtmarken. Manuell röjning kräver naturligtvis att våtmarken går att gå i, alternativt att pontoner eller flottar går att manövrera. Det är viktigt att alltid spara partier med högre vegetation som kan utgöra livsmiljö för en specialiserad fauna av fågel och insekter.

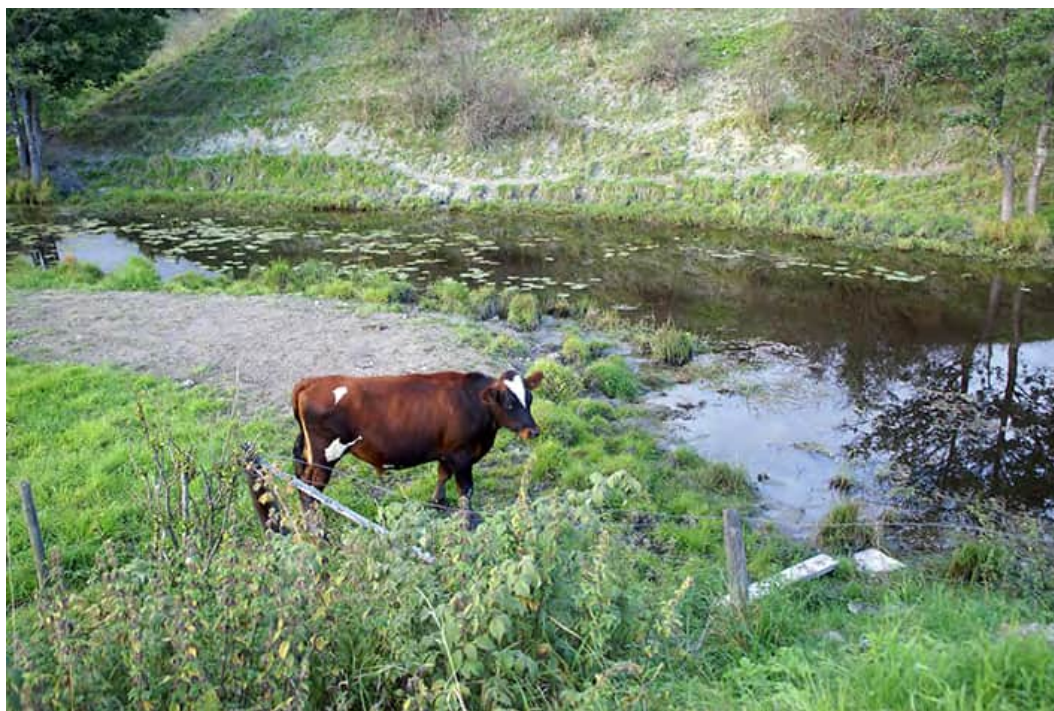
Beskärning av växter är en arbetsintensiv åtgärd, som ofta har kort varaktighet. Omfattande rotfräsning/-beskärning skedde dock till exempel i Hornborgasjön med god framgång. Säv och bladvass kan minska radikalt efter några klippningar, medan näckrosor snabbt återhämtar sig. Radikalare metoder inbegriper bränning av bladvass, muddring eller infrysning av botten för att lyfta ur rötter. Dessa metoder behandlas ej här.

I de fall våtmarken behöver muddras för att vidmakthållas bör detta ske endast i delar av våtmarken ena året och resterande delar nästa år, eller kanske i ännu mindre steg med flera års behandling. Ofta behöver man använda grävmaskinmattor (-plåtar) eller liknande för att skydda stränder i våtmarken under arbetet. Arbetet utförs helst när våtmarken avsänks och då gärna under en period då störning av fågelfaunan är minst samtidigt som flödessituationen är gynnsam (sensommaren-tidig höst).

Arbetet medför grumlingar om vattennivån är för hög. Då bör utloppet stängas till dess grumlingarna minskat, men nolltappning kan påverka fisk och bottenfauna nedströms och en avvägning ska ske. Muddermassorna bör lämpligen läggas på land något dygn så att vattnet rinner undan innan de fraktas bort. Om massorna forslas undan med dumpers bör det beaktas att marktrycket kan bli högt.

Att låta boskap beta kan vara en kostnadseffektiv metod för att hålla landskapet öppet och hindra våtmarkens åldrande (Figur 71). Våtmarker tål dock bara ett begränsat bete och kan vara känsliga för tramp. Kreatur trampar både sönder marken och kompakterar den. Till viss del kan detta gynna konkurrenssvaga växter som trivs på exponerad jord, men generellt ger strandbete en ökad erosion och bör regleras noga (Trimble & Mendel 1995, Roni m fl 2002). Beakta också att gödsel från boskap kan öka näringstillförseln och är en föroreningskälla. En ko kan på ett dygn bidra

med 5 miljarder fekala koliforma bakterier. Generellt brukar man stänga ute boskap från stränder när syftet är att skydda ytvatten från påverkan (Conroy m fl 2016), men i fallet med att hålla våtmarker öppna får man göra ett avvägande.



Figur 71. Strandbete vid Jumkilsån, Uppland. Samtidigt som bete håller stränderna öppna för till exempel vadarfågel kan det orsaka erosion. Foto: Erik Degerman.

De kreatur som kan vara lämpliga för att gå i vattensjuk mark under en del av året är nötboskap, till exempel Highland cattle. Nötboskap betar ofta ända ut till vattenbrynet och är därför lämpliga för att hålla efter vegetationen i strandzonen. Ofta skapar de betade gångar fram till vattnet. Där de går ner för att beta eller dricka kan det vara bra att stensätta botten för att minska erosion, samtidigt som man stängslar så att de går ned till vattnet på önskade platser.

Nötboskap kräver dock att det finns torra partier i eller invid våtmarken. Får lämpar sig i regel inte för fuktiga marker. Får tenderar dessutom att orsaka mer markskador, samtidigt som de är sämre på att beta högre växter. Hästar har en förmåga att trampa sönder marken. Generellt bör kreatur inte tillåtas beta ohämmat fram till stranden på grund av den erosion som uppkommer (Conroy m fl 2016). Besättningstätheterna måste hållas mycket låga i kantzoner och våtmarker. Oftast rekommenderas högst 1–1,8 kvigor eller 0,5–1 dikor per hektar (Priha 2003) och bete tillåts bara under kortare perioder.

Slätter är dyrt och betande djur riskerar ge erosion. En enklare metod för att slippa igenväxning är att låta vattennivån variera, eller att rent av torrlägga våtmarken en säsong. Möjligen kan en mindre djupare del lämnas med vatten för att ge skydd/livsmiljö åt vissa arter. Mindre, grunda våtmarker har ofta naturligt en flora och fauna som är anpassad för torka med vissa intervaller. Därför är en avsänkning inte farlig.

14. Landskapshydrologi – sänkta och höjda sjöar

14.1 Introduktion

Sverige är ett sjörikt land på grund av att det nyligen varit nedisat. Sjöarna åldras naturligt genom tillförsel av sediment, växtmaterial och närsalter. I äldre landskap som inte påverkats av den senaste perioden med inlandsis har de flesta av sjöarna försvunnit, de har fyllts med sediment och vuxit igen. I stället domineras vattenlandskapet där av stora floder. Sverige har hundratusentals sjöar och småvatten. Många av sjöarna i slättlandskapens jordbruksbygder har dock sänkts eller håller på att grundas upp och växa igen i snabb takt. Åtgärder för att bevara sjöar är viktiga både för biologisk mångfald och samhällets behov av vatten.

Sjöar har en stor reglerande funktion i landskapet. Sjöar renar vatten från partiklar, näring och miljögifter genom bland annat sedimentation och biogeokemiska processer (nitrifikation och denitrifikation till exempel, avsnitt 13.1). Dessutom utgör sjöar vattenmagasin som gör vattnets väg genom landskapet långsammare. Detta kan förhindra uttorkning i nedströms vatten, men de kan också utjämna en del av höglödena när det kommer stora mängder nederbörd. Det finns nästan 70 rödlistade arter knutna till sjöar (Bjelke 2010).

Med **sänkta sjöar** avses sådana som aktivt sänkts genom utdikning och/eller avlägsnande av trösklar. Med **uppgrundade sjöar** förstås grunda sjöar som genom alltför stor tillförsel av sediment grundats upp så mycket att deras ekologiska status försämrats. Grunda sjöar är oftast kortlivade i ett geologiskt perspektiv, speciellt i jordbruksområdena med den ökade tillförsel av sediment och näringsämnen som sker. Sedimenttransport och -deposition resulterar i grunda livsmiljöer där vattenväxter (**makrofyter**) kan slå rot och utvecklas. Makrofyter (hydrofyter) är stora vattenväxter, kärlväxter (exempelvis bladvass och starr), mossor och större alger (särskilt inom gruppen brunalger). Växterna bidrar till att sjön ytterligare grundas upp. Samtidigt konkurrerar makrofyter och plankton om tillgängliga näringsämnen. Dominerar makrofyter är sjön ofta relativt klar, dominerar plankton blir den grumligare.

14.2 Antropogen påverkan

Sjöar är enligt bedömningarna i Vattenförvaltningen (VISS) mindre påverkade av mänskliga ingrepp än våra vattendrag, men påverkan är trots det omfattande. Sjöar står nämligen för en stor del av vår vattenförsörjning till samhällen, industrier och till bevattning i jordbruk. De får också ta emot huvuddelen av vårt avloppsvatten och fungerar som gigantiska, naturliga reningsverk. Tusentals sjöar regleras för vattenkraftproduktion. Ett fåtal sjöar har dessutom yrkesmässig fartygstrafik; Vänern och Mälaren.

Utdikning av våtmarker och kulvertering av vattendrag är inte det enda som gjort landskapet torrare. Landskapets vattenhållande förmåga har också minskat genom att sjöar sänkts. Bara under perioden 1880–1930 genomfördes 17 000 sjösänkingsföretag (Bernes 1994), huvudsakligen för att vinna jordbruksmark. Många sjöar utsattes för flera sänkingsföretag. SMHI räknar totalt med att ungefär

2450 sjöar sänkts varav 623 är helt torrlagda. Tillsammans utgör de ungefär 2,5 % av Sveriges totala antal sjöar. Sedan 1950 har i princip inga sjösänkningar ägt rum.

Effekterna av sjösänkningarna innebär inte bara att landskapets vattenhållande förmåga minskat. Sjösänkningar kan också leda till ökat frigörande av koldioxid och metan, kväveläckage, marksättningar och ett snabbare åldrande av sjön då den växer igen. De cirka 2500 sänkta sjöarna i jordbruksområden skattas ha medfört att en reningskapacitet om cirka 30 000 ton kväve försvunnit (Hoffman m fl 1999). Helt ofattbara mängder som i stället förorenar haven.

De flesta sjösänkningarna gjordes i flacka slättområden som idag domineras av jordbrukslandskap. Majoriteten av sjösänkningarna som skett har skett i syfte att öka produktion och avkastning inom jordbruket. Utdikningar sänkte vattenspegeln och blottade bördig sjöbotten eller gjorde så kallad ”vattensjuk” mark brukbar. Detta medförde att arealen tillgänglig för jordbruk ökade. Ofta påverkades ”nyttan” med sjösänkningarna senare av marksättningar efterhand som organiskt material i bottarna förmultnade när det kom i kontakt med syre. Därtill gjorde återkommande översvämningar och de gyttjiga jordarnas beskaffenhet ett problem. Jorden kunde bli svårödlad eller till och med obrukbar. Sjösänkningarna ledde ibland till att sjöar växte igen och helt försvann. Häckningsmiljöer för många fåglar försvann samtidigt som fiskbestånd dog ut. En sammanställning av data ur VISS visade att generellt har sänkta sjöar signifikant lägre fastställd ekologisk status än icke sänkta (Degerman m fl 2017).

I kombination med ett utdikat landskap och låg nederbörd ger sjösänkningar ofta extremt låga sommarvattenföringar nedströms. Detta är ett problem för akvatisk fauna i södra Sveriges kustland, framför allt ifrån Halland till Uppland med Öland och Gotland. Där så är möjligt kan en höjning av de sänkta sjöarna vara ett viktigt instrument för att återfå landskapets vattenhållande förmåga.

Om en sjö sänks blir den ofta näringsrikare, samma mängd närsalter koncentreras i en mindre vattenvolym. Ju näringsrikare sjön är, desto fler fiskar finns det och ofta förskjuts faunan från laxfiskar eller rovfiskar som abborre och gädda i näringsfattiga vatten till karpfiskar (mört och dess släktingar) och rovfiskar som gös i näringsrika vatten. I extremt näringsrika vatten, hypereutrofa, bildas så stor växtbiomassa att den förbrukar mycket av syret i sjön vid sin nedbrytning. I sådana sjöar finns nästan inga fiskarter kvar, eller bara ett fåtal specialister på att överleva i syrefattig miljö – till exempel sutare och ruda (Figur 72).



Figur 72. Fardume träsk på Gotland sänktes i slutet av 1800-talet. Idag är en stor del av vattenytan täckt av bladvass och Gotlandsag. Sjön är mycket grund, men har blivit en förnämlig fågellokal. Fiskfaunan består främst av gädda, abborre, mört, gers och förstås sutare och ruda. De två senare indikerar att syrebrist förekommer. Foto: Erik Degerman.

Grunda och näringsrika sjöar beskrivits ofta ha **två stabila tillstånd**. Antingen dominerar makrofyterna växtproduktionen och vattnen är relativt klara, eller så dominerar växtplankton och vattnen är grumliga. Vid samma fosforhalt kan en sjö vara antingen klar eller grumlig, även om grumligare sjöar är vanligare vid högre fosforhalter (typiskt över 50 µg/l). En viktig faktor är förekomsten av makrofyter. Förhöjda eller låga vattenstånd kan leda till förlust av makrofyter, vilket kan göra att sjön övergår i ett grumligt stadium. Detta sker eftersom de förlorade makrofyterna inte längre tar upp närsalter. De används istället av växtplankton, vilka grumlar vattnet. Samtidigt kommer grunda bottenars sediment lättare i suspension när inte makrofyter täcker bottenarna. Därmed förstärks växtplanktons dominans.

Våra rödlistade natearter (*Potamogeton* spp.) är generellt konkurrenssvaga och missgynnas när vattnen blir grumliga eller habitatet växer igen med vass. Initialt gynnas de flesta makrofyter av ökade näringsnivåer, men till slut kan växtplankton och påväxtalger ta över och makrofyterna minskar radikalt.

Fiskar har en viktig funktion för sjöns tillstånd genom att beta på djurplankton. Detta i sin tur minskar betningen av växtplankton. Dessa kan då komma att dominera produktionen i sjön, varvid vattnet grumlas och makrofyter missgynnas. Typiska djurplanktonätare (**planktivorer**) är siklöja, men även arter som mört och små abborrar. Vissa fiskarter som äter bottendjur (**bentivorer**) kan röra runt i bottenarna vid födosöket och på så sätt leda till att vegetationen släpper från botten, närsalter frigörs och att vattnet grumlas. Typiska sådana arter är braxen och sutare.

Sänks vattenståndet påtagligt vintertid kan det tillgängliga syreinnehållet i vattnet vara för litet för att bryta ner vegetationen. Syrebrist kan uppkomma och slå ut fisk. Därmed kommer djurplankton att gynnas i brist på predation från fisk. Djurplankton

kan då beta ner växtplankton. Därvid förs sjön åter till ett makrofytdominerat läge (van Geest m fl 2005). Sjöar kan alltså pendla spontant mellan dessa olika tillstånd, exempel på detta är Tåkern och Krankesjön (Hargeby m fl 2007).

Det är dock inte att bara sätta igång med att höja sjön så blir allt bra. Förvaltningen av våra sjöar har hittills i hög grad styrts av kriterier baserade på kunskap om hur sjöekosystemen påverkas av enskilda hot och aktiviteter (Cardoso m fl 2009). Idag ser hotbilden annorlunda ut och många sjöar påverkas av ett antal olika aktiviteter. Dessa samverkar och interagerar på olika nivåer och omfattning i tid och rum på sätt som är svåra att förutse. Återställning av sjöar är därför komplext eftersom påverkan kan vara multipel, samtidigt som kringboende, produktiv mark och olika kulturmiljöer och andra naturvärden berörs. I praktiken är det mycket svårt att få till stånd en höjning av vattenytan eftersom de drabbade sjöarna ligger i jordbruksområden och ibland nära bebyggelse. Det för med sig att byggnader och verksamhet etableras sjönära och utgör hinder för att åter höja sjön. Det finns flera exempel på sjöhöjningsföretag som övergivits, till exempel sjön Testen i Uppland. Börja därför med att informera berörda i ett läge när det finns en översiktlig, men absolut inte fastställd plan.

14.3 Målbilder

En höjning av en sänkt sjö får många effekter på ekosystem, flora och fauna. Eftersom det är en återgång till ett naturligare tillstånd bör dessa effekter vara önskvärda. Om man åter höjer en sjö ökar vattenvolymen och grundvattenbildningen i landskapet, vilket medför en hydrologiskt bättre situation i närområdet och nedströms. Målbilden är att återfå en klarvattensituation så att submersa makrofyter gynnas relativt vassar och växtplankton. Detta kräver oftast både en höjning av ytan och muddring av botten. Ofta har en sänkt sjö en rik fågelfauna, något som bör vidmakthållas. Fågelfaunan kan dock förändras i sammansättning, speciellt om fisk ökar i sjön. Ett sätt att både äta kakan och ha den kvar är att spara/återskapa grunda vikar med mycket vegetation, medan sjön som helhet höjs.

14.4 Evidensbaserade erfarenheter

Åtgärder i Vatten (ÅiV) är en nationell databas över de åtgärder och restaureringar som genomförts i akvatiska miljöer i Sverige sedan 1970-talet (avsnitt 7.3). Registret innehåller tusentals åtgärdsposter. Endast någon enstaka procent av åtgärderna avser sjöar, varav majoriteten består av utplacering av risvasar och vegetationsrensning för flodkräfta. Olika typer av biotopvård i vattendrag är den klart vanligaste åtgärden i ÅiV. Restaurering som rör sjöar görs alltså i liten omfattning av den restaureringsverksamhet som genomförs i akvatiska miljöer idag.

Det finns ett fåtal sjöar i Sverige där man följt utvecklingen efter en höjning. Mest känd är Hornborgasjön (Figur 73) där tyvärr höjningen av sjön inte blev så stor som initialt planerats (Björk 2014). År 1982 erhöles vattendom på en höjning med totalt 1,4 m. Syftet var att återföra Hornborgasjön till en fågelsjö och samtidigt motverka övergödning genom den större vattenvolymen. I början av 1990-talet höjdes så vattennivån, men endast 0,8 m (Hertzman & Larsson 1997). Stora arealer av botten var täckt av en gröt av vegetationsrester efter vass-slätter. Syrebrist uppstod i bottenvattnet och bottenarna började läcka metan och flytande gungflyn bildades. Eftersom vattennivån inte höjdes tillräckligt kom strandlinjen att vara i områden med den forna sjöbotten, det vill säga organogena jordar som snabbt eroderades och

tillförde mer organiskt material och närsalter till sjön (Björk 2014). Fiskfaunan har återgått till att domineras av arter som tål låga syrehalter (Degerman m fl 2017).



Figur 73. Hornborgasjön som under 1990-talet höjdes med 0,8 m mot planerade 1,4 m. Sjön drabbas återkommande av syrebrist. Foto: Erik Degerman.

MacDonald (2006) presenterar i sin artikel om övergödning och dess påverkan på fåglar flera exempel på hur fåglar återkommit till sjöar efter att sjöar restaurerats från ett grumligt stadium. Många av de restaureringsprojekt som skett för att höja sänkta sjöar har visat snabba effekter på fågelfaunan. I Svenstorpssjön, en tidigare torrlagd men återskapad sjö, har en mängd fåglar börjar häcka efter att den restaurerats. Citat från Persson (2011); *"Här häckar gräsand, skedand, snatterand, vigg, brunand, gravand, grågås, knölsvan, sothöna, rörböna, gråhakedopping, skärfläcka, strandskata, större och mindre strandpipare, rödbena, tofsvipa och skrattnås. Tack vare det rika fågellivet har också rovfågelstammen återhämtat sig. Här ses regelbundet ormråk, fjällvråk, glada, tornfalk, duvhök, spurvök och örn, såväl havsörn som kungsörn."* Restaureringen av Trunstaträsk, vid Knivsta, genomfördes som en höjning av vattennivån och muddring med pontongrävare. Fågelfaunan svarade även här snabbt på åtgärderna med arter som bläsand, snatterand, skäggmes, skrattnås och vattenrall (Swenson 2010).

Nedan ges en kort genomgång av tänkbara effekter med fokus på närsalter, hydrologi, makrofyter, fisk och fågel. Resonemangen hänför sig endast till grunda sjöar, det vill säga sådana som generellt saknar ett hypolimnion (djupvatten under ett temperatursprångskikt sommartid). De effekter som diskuteras är de som uppstår vid en permanent höjning av vattenytan, inte effekter av en varierande vattennivå som uppstår i kraftverksmagasin. Effekterna är dels teoretiska, dels byggda på empiriska observationer. När sjön återskapas eller ökar i area och djup kan följande ske:

- Vattenvolymen kommer att öka och späda ut närsalterna som är lösta i vattenmassan. När sjön blir djupare får sedimentet och tillrinnande vatten en

förhållandevis lägre effekt på näringsnivåerna. Det gör att en sjöhöjning kan hjälpa till att minska sjöns övergödningsgrad.

- Mängden sediment som kvarhålls i sjön kommer att öka på grund av långsammare omsättning. Detta medför att vattendraget nedströms får en lägre belastning med sediment, vilket är gynnsamt för många bottendjur (speciellt stormusslor) och fiskar.
- Initiala effekter av överdämda markområden kan ge en ökad tillförsel av närsalter och kvicksilver. I många kraftverksmagasin får man efter etableringen en dramatiskt förhöjd produktion på grund av att markmineraler (främst fosfor) tillförts vattnet. Effekten brukar avklinga efter 5–10 år. När dammar byggts i barrskogsområden har förhöjda kvicksilverhalter uppmätts på grund av att i humusskiktet deponerat kvicksilver mobiliserats, exempelvis i Skinnmuddselet i Gideälven, Västernorrland. Kväve kan också lakas ut marken och bidra till övergödning i kvävebegränsade sjöar (humösa sjöar).
- Den genomsnittliga vattentemperaturen ökar. Temperaturökningen beror av att en större vattenyta får solinstrålning. Detta kan få negativa konsekvenser för naturlig kallvattenfauna i nedströms vattendrag. Omfattningen beror indirekt av faktorer som beskuggning, vattenvolym, läge i landet och vattnets brunhet. En effekt av det större värmemagasinet är att vattentemperaturens variationer kommer att minska mellan dag och natt. I och med att ytan ökar gör också avdunstningen. Varma sommardagar kan 1–3 mm ($1\text{--}3\text{ l/m}^2$) vatten avdunsta.
- Avrinningen modereras så att extrema hög- och lågvatten minskar i amplitud och frekvens. Generellt bör denna effekt vara försumbar för högföden om det är mindre sjöareor som återskapas. Ofta är det så att i kustområden med frekvent sommartorka (främst kuststräckan Stockholm-Bohuslän inkl. Öland och Gotland) kan lågvattenföringen sommartid öka nedströms, vilket kan vara positivt för akvatisk fauna. Beståndstätheten av lax och öring i vattendrag på svenska västkusten är därför direkt korrelerad till lågvattenföringen sommartid (Degerman m fl 1997).
- En höjning av vattenståndet med bara några decimeter i grunda sjöar innebär ofta att mängden vattenvegetation minskar. Ofta gynnas fisk relativt fåglar och groddjur.
- Teoretiskt bedöms att sjöhöjningar av sjöar i maxdjupintervallet 0,5–3 m får störst effekter på fiskfaunan. I sjöar med djup på 5–10 m torde en höjning med 1–2 m ha jämförelsevis mindre effekter (Degerman m fl 2017).
- Antalet fiskarter borde öka i sjön. Det råder generellt ett linjärt förhållande mellan sjöarealen (10-logaritmerad) och mängden fiskarter som fångas vid provfiske (data från SLU:s sjöprovfiskeregister NORS). För varje tiofaldig ökning av sjöytan i hektar brukar ytterligare 2 arter fångas. För en sjö som ökar från 1 till 10 hektar kan således teoretiskt 2 arter tillkomma. Detta bygger naturligtvis på att migrationsrutten till sjön finns.
- En förändrad fiskfauna i sjön påverkar även vattendragens fiskfauna. Generellt kan man säga att sjölevande fisk är konkurrensstarkare än strömvattenlevande. De kan dels konkurrera om föda och utrymme, dels vara viktiga rovfiskar. Sjöns fiskfauna styr närliggande vattendrags fiskfauna (Degerman & Sers 2004). Ett typiskt exempel är gädda som inverkar snabbt negativt på bestånd av öring. Normalt sett, när man höjer eller återskapar en sjö kommer rimligen gädda att öka i omfattning, vilket torde innebära motsvarande minskning av till exempel öring i omkringliggande vattendrag

(och därmed indirekt en minskning av rekrytering hos flodpärlmussla som kräver förekomst av öring för att sprida sina larver). Det har i flera fall där man återskapat våtmarker i form av små dämmen uppstått problem med överlevnaden för havsöring som ska vandra genom dessa konstgjorda dammar (med dess gäddor) för att nå havet (Olsson m fl 2009). I det fall en sjö återskapas är det ju dock en restaurering, en återgång till ett naturligt förhållande. Däremot får det naturligtvis negativa konsekvenser för det naturliga fisksamhället när en sjö eller damm skapas på en ny plats i vattendraget.

- Förlängning av sjöns livslängd. Om tillräcklig djup uppstår som en följd av sjöhöjningen förhindras igenväxning. Grunda näringsrika sjöar (sänkta eller osänkta) med stränder som inte hävdas kommer att växa igen, initialt med högrörter (bladvass, älggräs, rörflen osv.) därefter med buskvegetation och slutligen med klibbal/gråal och glasbjörk. Återskapas eller bibehålls sjöns vattenspiegel gynnar det simfågellivet.
- Submersa makrofyter, dvs undervattensväxter, kan gynnas. Skapas öppna vattenspeglar öppnas nya habitat för undervattensväxter. Algproduktionen torde bli lägre av närsaltutspädningen och således borde siktdjupet i sjön öka. Submersa makrofyter utgör föda till många fåglar (MacDonald 2006).
- Submersa makrofyter kan också slås ut. En stor risk med sjöhöjning är att man slår ut beståndet av submersa makrofyter genom att höja vattenytan så att solljuset inte når till botten. Det finns exempel på när drastiska sjöhöjningar medfört grumlingar och algbloomningar på grund av att makrofytbeståndet slagits ut (Scheffer & van Nes 2007). En successiv höjning i etapper kan vara att föredra. Arter som näckrosor är dock väldigt tåliga då de kan växa ned till 2 m vattendjup.
- Risker finns att fuktängsvegetation utmed stränderna missgynnas om de ställs under permanent högre vattennivåer (Cronert 1992). Detsamma gäller här: en successiv höjning i etapper kan vara att föredra.
- Ofta bildas flytande öar av vegetationsrester ("bottnarna flyter upp") de första åren. Ju mer man tar bort av den terrestra vegetation som däms över, desto bättre.

14.5 Grundläggande principer

För sänkta sjöar finns tre möjliga alternativ, att höja vattennivån, att muddra djupare eller en kombination av båda. Ofta är det svårt att få utrymme för en höjning av sjön, varför olika typer av muddring blir aktuellt, ofta efter en inledande eliminering av överflödet av växter. En höjning av en sjö sker oftast genom att man ändrar vattenregleringen och tillåter ett högre vattenstånd. Beroende på syftet med åtgärder får man tillse att möjligheten för fiskvandring till och från sjön beaktas.

Val av muddringsmetod beror av kostnader, risk för spridning av sediment samt typ och storlek av vatten. Rotorkultivering tar bort gamla växtrester och rotfilter vilket minskar risken för syrebrist vid nedbrytning. Pontongrävare fungerar utmärkt i mindre sjöar där risken med grumling är mindre. Lågflödesmuddring rekommenderas när det handlar om att ta bort det översta, närsaltrika och lösa sedimentet på sjöbotten, inte direkt för att fördjupa sjön.

- Bedöm effekterna på kringliggande natur. En sjö har stor inverkan på det omgivande vattenlandskapet genom att bland annat förändra temperaturregim, grundvattennivåer, sedimenttransport, avdunstning och

vattenföring. Effekten är platsspecifik och får bedömas från fall till fall. Påtagliga förändringar av temperaturregimen och sedimentationsmönstret torde dock alltid uppkomma och bör bedömas.

- Som komplement kan man bygga vallar som tillåter höjning utan att vattnet breder ut sig över oönskade ytor.
- Det är lämpligt att inrätta eller bevara en möjlighet att kunna reglera vattenståndet, men det bör inte hindra den fria rörligheten av växter och djur.
- Ta bort överflödig vegetation vid åtgärden. Oavsett åtgärd (höjning eller muddring) behöver rotfiltren av växrötter och jordstammar (framför allt från bladvass, sjösäv) och ansamlade växtrester tas bort (Björk 2014). Man bör undvika att dela upp växtbitarna i för små bitar som blir svårare att ta rätt på. Använd rotavator med 55–65 RPM (Björk 2014) eller gräv bort vegetationen (pontongrävare, grävmaskin).
- Höj med tillräcklig amplitud. En sjöhöjning bör vara minst 1 m för att få ordentlig inverkan på vegetationsutbredningen. Vid små höjningar (<1 m) av vattenytan så att vattenvegetation fortfarande dominerar vattenmassan kan höjningen resultera i syrebrist efter några år. Syrebrist påverkar fiskfaunan, men minskar också sjöns funktion som närsaltfälla då fosforläckaget från bottenarna kan öka.
- Om möjligt borde sjön också höjas så pass att de tidigare dränkta organogena (dominerade av växtmaterial) jordarna hamnar under vattenytan. Det vill säga höj upp till de minerogena jordarna. Det begränsar vågerosionen av organiska, närsaltsrika jordar och reducerar risken för grumling och intern övergödning.
- Höj i rätt takt. Det kan vara lämpligt att höja i etapper så att vegetationen hinner anpassa sig. Strändernas fuktängsvegetation tål ofta inte att ställas under vatten och flera arter är svårföryngrade.
- Dämme eller inte? Om sjöhöjningen åstadkoms via dämme bör man ägna en tanke åt eventuella vandrande fiskarter i vattensystemet. Missgynnas viktiga vandrande arter? Artantalet fiskar kan inte alltid öka efter en höjning av sjön på grund av att vandringshinder förhindrar eventuell återkolonisation. Detta kan vara önskvärt i de fall man vill hindra att få in planktivora arter (till exempel mört, benlöja) som kan gynna växtplankton relativt makrofyter, eller bentivora (karp, ruda, sutare) arter som kan grumla vattnet när de letar föda i mjuka bottenar. I regel finns dock dessa arter redan i sjön såvida inte total fiskdöd skett.
- Åtgärder för att gynna olika fåglar presenteras närmare i avsnittet om våtmarker.
- Kräftinplantering kan vara ett komplement om man vill ha ökad betning på makrofyter. Det ska dock undvikas i vatten med rödlistade makrofyter eller i vatten i farozonen att få växtplanktondominans. Notera att enbart den inhemska flodkräftan (*Astacus astacus*) kan komma ifråga eftersom den introducerade signalkräftan av EU klassats som invasiv art.
- Fortsätt skörda vegetation. Effekten av sjön som kvävefälla kan minska med tiden om inte vegetation successivt skördas bort.

14.6 Några genomförda projekt

Lilla Attsjön

Lilla Attsjön ligger vid Attsjö by, Furuby i Växjö kommun. Sjön sänktes kring 1845 för att få odlingsmark, men utan bra resultat. På 1920-talet torrlades sjön och odling av havre och vall påbörjades på 50 hektar nyvunnen mark. Odlingen pågick in på mitten 1960-talet. Norra delen betades in på 1990-talet. Därefter försumpades sjön, något som ofta sker när det organiska innehållet i marken bryts ner och marken sjunker samman.

På initiativ av fem privata markägare och Södra Skogsägarna beslutades att försöka återskapa sjön. Målet var att återskapa ursprunglig vattennivå för fågelliv och besökare. Man fick 4 miljoner i bidrag av länsstyrelsen för projektet.

En låg dammvall byggdes runt sjön. Den har två reglerbara utlopp (Figur 74). Dammvallen nyttjades för att bygga en promenadväg runt sjön. Två fågeltorn byggdes och två grillplatser med vindskydd anlades.



Figur 74. Ett rejält gjutet utlopp säkrar både möjligheten till reglering och att inte fisk tar sig upp i sjön. Foto: Erik Degerman.

Hela 50 hektar vattenyta uppstod, <1,2 m djup, och därtill 33 hektar betesmark längs sjön. I sjöns södra del finns en översvämningpåverkad lövskog, perfekt för hackspettar (Figur 75). Responsen hos fågelfaunan skedde direkt för vissa arter. En skrattnäskoloni etablerades redan första året och år 2019 påträffades 68 fågelarter.



Figur 75. Den återskapade Lilla Attsjön, vy från norr till söder. Rakt över sjön syns en översvämmad lövskog – "hackspettaskogen". Foto: Erik Degerman.

Tysjöarna

Naturreseptatet Tysjöarna utgör källsjöar till Semsån som mynnar i Storsjön nära Östersund. Sjöarna utgör del av ett av världens största blekeområden (cirka 90 ha), det vill säga områden där kalk förs upp till ytan med grundvattnet och tillrinnande bäckar. Bleke kräver vattenmiljö för att bildas. I området har 16 arter orkidéer påträffats, bland annat guckusko. År 1879 kom en Dikningslag och på 1880-talet dikades området ut för att minska frostkänsligheten ("frostländigheten") och samtidigt skapa ny odlingsmark. 1891 var sjöarna torrlagda. Jordbruk etablerades samtidigt med myrslätter och många partier med bleke torrlades. Blekebildningen upphörde i dessa områden.

Åren 2013–2015 arbetade länsstyrelsen genom medel från EU Life med att restaurera området. Syftena var egentligen fem; a) att återställa bildningen bleke i torrlagda områden, b) hindra området från att växa igen, c) återskapa området som fågellokal, d) samtidigt skulle sjöarna tynande akvatiskt liv återställas, e) och åtgärderna skulle stabilisera vattenföringen i Semsån nedströms där viktiga bestånd av harr och insjööring finns. Man etablerade en tröskel, cirka 1,6 m hög, i områdets utlopp för att därigenom höja vattennivån. Nedströms tröskeln lades ut lämpligt bottensubstrat för lek av harr och öring som kan vandra upp från Storsjön.

Höjningen av sjönivån blev cirka 1,3 m och sjöns yta ökade från cirka 8 hektar till 72. Därmed ökade habitatet för kransalger, som ingår i Art- och habitatdirektivet.

Området har tillgängliggjorts genom ett omfattande system av spänger och informationstavlor finns på flera ställen.

Åtgärderna har troligen haft en påverkan på häcknings- och rastningshabitat för vissa fågelarter upptagna inom Fågeldirektivet. Hur stor påverkan är kommer att utredas de närmaste åren. Grönben och brushane finns kvar, men i mindre antal, samtidigt som svarthakedopping, sothöna och fiskgjuse ökat.



Figur 76. Återigen överdämd kalktuff, blekemark, i Tysjöarna. Blekebildningen kan fortsätta. Foto: Erik Degerman.

15. Landskapshydrologi – mjukgör tätorten

15.1 Introduktion

Idag förtätas städerna, parker och trädridåer byggs bort. Betong, gatsten och asfalt ger en ogenomtränglig yta som hindrar grundvattenbildningen. Vattnet leds via dagvattenbrunnar och samlas till små, underjordiska floder som rusar fram i landskapet vid regn, och sedan ligger torra. De ytvatten som finns är ofta starkt kanaliserade och erbjuder en enformig miljö med negativa konsekvenser både för biologisk mångfald och ekosystemtjänster (Figur 77).

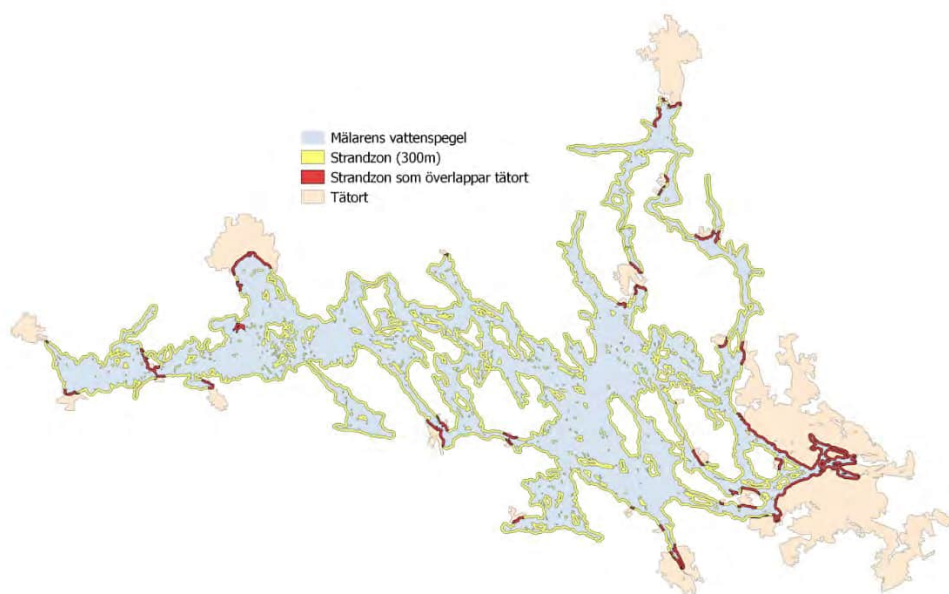


Figur 77. Mölndalsån i Göteborg. Ett kanaliserat vattendrag som har till funktion att föra undan vattnet, säkert och utan risk för översvämning. Syftet skulle nog också kunna uppnås med en ökad mångformighet i vattnet (då menar vi inte varukorgar och cyklar).

Tätorten måste göras mjukare så att vatten infiltreras, fördröjs och synliggörs. Vattnet måste börja ses som en viktig samhällsresurs för både den urbana människan, tätortens klimat och miljö samt omgivande landskap.

En karta över strandzonen runt Mälaren visar den omfattande utbredning som tätorterna har inom strandområdet i tätbebyggda områden. Andelen av ytan av denna landstrand som utgjordes av tätort var 9,56 % (Degerman m fl 2017). Det var främst runt de stora städerna Stockholm, Västerås och Uppsala som tätorten krupit nära vattnet (Figur 78). Därmed har de naturliga stränderna försvunnit och rimligen även delar av de produktiva grunda områdena på 0–3 m djup.

De flesta begrepp har definierats i avsnittet om vattenlandskapet (avsnitt 3). Dagvatten och dagvattenhantering är två begrepp som används i den kommunala vattenhanteringen. **Dagvatten** är vatten som rinner över hårdgjorda ytor, i realiteten nederbörd. Med hårdgjorda ytor avses mark som täckts av asfalt, betong eller liknande, men också de hustak och andra installationer som förhindrar att vatten dräneras (perkolerar) ned i marken.



Figur 78. Landstranden 300 m inåt land från Mälaren har analyserats med avseende på förekomst av tätort (Degerman m fl 2017). Karta Carl Tamario.

Den nederbörd som faller över tätorten ses inte som en resurs, utan ett problem. Primärt försöker man undvika risk för översvämningar och har länge prioriterat stängda ledningssystem under jord. Med ett förändrat klimat förväntas också ökade nederbördsmängder, vilket innebär en påfrestning för dagvattenhanteringen (Boverket 2010).

Dagvattnet kan rätt nyttjat svara för många viktiga funktioner lokalt, som grundvattenbildning, vattenrening och vattenförsörjning (bevattning). Det estetiska värdet av ytvatten i stadsmiljö får inte glömmas bort (Trotzig 2015). Ytvatten är också ofta associerade till miljöer som verkar avstressande och de är viktiga för allmänhetens välbefinnande (Grahn & Stigsdotter 2010), liksom grönområden i städer generellt är (Tost m fl 2019).

Eftersom städerna är värmeöar på grund av de hårdgjorda ytorna och den vindreducerade miljön av höga hus så kommer ett varmare klimat att bli besvärligt i många större städer. Där kan förnuftig dagvattenhantering vara en resurs. När vatten dunstar (evapotranspiration) från mark och vegetation sänks lufttemperaturen. Därför ska dagvattnet transporteras i öppna system och tillåtas breda ut sig i staden. Öppna vattenytor kan också ge stora naturvärden i form av fiskemöjligheter och fågelskådning (Figur 79).



Figur 79. Kungsfiskare som övervintrar i Örebro vid det öppna utloppet från reningsverket ut till Svartån – "cementrännan". Det varma och strömmande vattnet attraherar benlöja och därmed kungsfiskare, och stora mängder åskådare. Foto: Erik Degerman.

15.2 Antropogen påverkan

När man hårdgör landskapet med asfalt, hus, vägar och betong kommer nederbörd inte längre att infiltreras i marken utan strömmar bort som en ytvavrinning. Vattenflödena i tätortsvattendrag ökar därvid drastiskt vid nederbörd med inemot en faktor 10. Ökningen kommer också mycket snabbare än i ett naturligt vattensystem. Eftersom grundvattenmagasinen inte fylls på så, vattnet leds ju bort, kommer sommarens lågvatten (basflödet) att vara extremt ringa. Ytvatten är en viktig reglerare av lokalklimatet genom att avdunsta vid högre temperatur, varvid en avkylning erhålls. I tätorterna finns inget avkylande vatten och den hårdgjorda marken och hus strålar ut infraröd värmestrålning. Samtidigt förtätar vi staden, minskar på parker och ytvatten. Dagens tätorter planeras utan tanke på klimat, biologisk mångfald, ekosystemtjänster och människors välbefinnande. I dagens förtätade miljöer minskar avstånden och därmed transportbehoven, vi sparar samhällets direkta kostnader på bekostnad av vårt välmående. Andelen av befolkningen som känner stress ökar drastiskt i dagens städer.

Extremt höga och låga vattenflöden ut till vattendrag blir följden av att hårdgöra landskapet. Högflödena kommer att vidga och fördjupa åfårorna. När det sedan är lågvatten på sommaren kommer inte vattenmängderna räcka till för att täcka bottenarna, eller ens vara i närheten av svämplanet. Redan när 10% av landskapet är hårdgjort uppstår signifikanta förändringar av vattendragens hydrologi och morfologi (Klein 1979, Scheuler 1995). Kanadensiska riktlinjer är också att högst 10% av tätortens yta ska utgöras av hårdgjord mark (Environment Canada 2013). Kombinationen av ett varmare klimat, en hög andel (>20%) jordbruksmark och tätort (>5%) inverkar negativt på tätheten av öring i svenska vattendrag (Donadi m fl 2021).

Tätortsområdena fungerar som värmeöar som skapar extremt höga temperaturer varma sommarkvar. Även nätterna blir varma när värmen strålar ut från uppvärmda hus och hårdtytor. Samtidigt begränsas arealen grönområden som behövs för att förbättra luftkvaliteten och skapa hälsosamma miljöer för rekreation. Grönområden, stora som små, är också områden där dagvattnet kan filtrera, perkolera, ned i marken.

Dagvattnets höga innehåll av miljöstörande ämnen, till exempel från olika medikamenter och trafik, har också uppmärksamats på senare tid och dagvattendammar anläggs ofta för att tillåta sedimentation och omhändertagande av sediment. Studier i Kanada har visat att en tillsats i gummidäck för att förhindra oxidation (N-(1,3-dimethylbutyl)-N'-phenyl-p-phenylenediamine; 6PPD), medför dödlighet hos stillohavslax när de vandrar upp i urbana vattendrag (Tian m fl 2020).

15.3 Målbilder

Hårdgjord yta i tätorter bör utgöra högst 10% av avrinningsområdet, men i redan kraftigt påverkade områden kan 25–30% tillåtas (Environment Canada 2013).

Målbilden finns framför allt formulerad i begreppet ”**Hållbar dagvattenhantering**”. Strävan är att tätortens dagvattenhantering sker i öppna system där vattnets uppehållstid blir så lång som möjligt (Stahre 2004, Bernhardt & Palmer 2007). Infiltrationsområden ska finnas spridda över tätorten, tätorten ska ”mjukgöras”.

Extrema höglöden och erosion i naturliga vattendrag ska inte förkomma utan tätortens vatten ska vara så naturliga som möjligt. Gröna ytor och urbana ytvatten ökar människans välbefinnande.

Den förtätade staden måste glesas ut så att det blir plats för natur och människor!

15.4 Evidensbaserade erfarenheter

Urbana ekosystem är generellt mycket svåra att rehabilitera på grund av allt konkurrerande användande av marken och vatten. Framgångsrik restaurering måste i större grad än vanligt beakta de sociala aspekterna (Hychka & Gottschalk Druschke 2016). Författarna rekommenderade att göra åtgärderna synliga, till exempel genom informationsskyltar och till och med att skapa demonstrationsområden ansågs viktigt.

Exempel visar att man kan uppnå hög artrikedom i dagvattendammar som egentligen bara är till för att omhänderta överskottsvatten vid riklig nederbörd (Hassal & Anderson 2014).

15.5 Grundläggande principer

Hållbar dagvattenhantering kan delas in i fyra steg: fördröjning vid källan, trög avrinning och fördröjningsmagasin (Stahre 2004), samt skötsel (Karlsson 2006).

Fördröjning vid källan handlar om att bromsa vattenflödet redan vid källan, tomter och byggnader.

- Det kan handla om att fördröja flödet med gröna tak och att tillåta perkolering genom minskad hårdgjord yta (gräsmattor). Eller att anlägga små dammar.

- Att mjukgöra stadslandskapet och plantera träd och anlägga grönområden ger stora effekter. Träden minskar den mängd vatten som avrinner genom att fånga upp nederbörden och låta den avdunsta, samtidigt som träden förbrukar vatten som nått marken.
- Klimatsmarta hus samlar regnvatten för bevattning.

Trög avrinning kan åstadkommas i öppna ledningsnät där vattendraget görs mer varierat än de vanliga diken, så naturliga bäckar som möjligt (jämför avsnitt 12.6).

- Genom att tillåta vattnet att svämma över kanten in på anlagda svämplan bromsas också extrema höglöden (Figur 80).
- Öppna ledningsnät är också effektiva för att sänka temperaturen i omgivande områden varma dagar genom att vattnet avdunstar.
- Se till att diken aldrig mynnar direkt i vattendrag, bromsa stormfloden via en våtmark.
- Anlägga diken med varierad fåra och naturligt substrat som fördröjer avrinning och bidrar till vattenrening.
- Tänk på att risken för översvämning blir stor om ett kulverterat vattendrag ska bli ett öppet vattendrag. Detta eftersom kulverten kan transportera så mycket mer vatten vid höglöden. Ett öppet och mer mångformigt vatten kanske inte förmår ta hand om höglödet (avsnitt 12.6).
- Bevara och restaurera kantzoner till ytvatten eftersom de kan bromsa höglöden.

Fördröjningsmagasin är större konstgjorda våtmarker eller mindre sjöar där vattnets uppehållstid förlängs. Som en metod för att ta hand om extrema stormflöden kan man tillåta vattnet i vattendrag att svämma över stora, gärna naturligt vegetationsklädda grönområden som fungerar som inströmningsområden, till exempel parker eller fotbollsplaner.

Ett stort problem är att föroreningar och spillvatten förs med dagvattnet. Dagvattendammar anläggs ofta för att tillåta sedimentation och sedimenten grävs successivt bort och förvaras så att miljöstörande ämnen inte kommer ut i ekosystemet. Dessa dagvattendammar behöver vara av tillräcklig storlek och kräver en **kontinuerlig skötsel** som kan sammanfattas (Karlsson 2006):

- Kontroll av in- och utlopp, slänter och vattennivå sker minst två gånger om året.
- Damarna töms och sediment avlägsnas när tjockleken på sedimentskiktet överstiger 40 cm, eller när det inte längre ökar i mäktighet vilket indikerar att dagvattendammen inte fungerar.
- Sedimentet provtas med några års mellanrum.
- När belastningen av miljöfarliga ämnen är låg bör dagvattendammarna successivt övergå till naturliga småvatten. Läs mer i avsnitt 13 om våtmarker.



Figur 80. Åtgärder för att låta vattnet ta plats vid högflöden i Örebro kommun. Övre bild: en parallell sidofåra har skapat för att ta emot vatten vid högflöden. Nedre bild: Avfasade stränder som hårdgjorts för att ta emot och bromsa vatten vid högflöden. Foto: Erik Degerman.

16. Kantzon – utformning och skötsel

16.1 Introduktion

Omgivande mark och dess användning påverkar ytvatten, ju mer desto mindre vattnet är, ju mer desto närmare vattnet markavsnittet är beläget och ju mer desto oförsiktigare markutnyttjandet är. Även om hela avrinningsområdet styr vattenkvalitet och habitat är det i kontakten mellan land och vatten (lateral konnektivitet; avsnitt 1.6) som mycket av den biologiska mångfalden och ekosystemtjänsterna avgörs. Kantzoner utgör en liten del av avrinningsområdet, men står för en stor del av biologiska mångfald och ekosystemtjänster (Nolbrant m fl 2019).

Med **kantzoner** avses strandmiljöerna inklusive svämplan längs vattendrag och sjöar samt det fastmarksområde som direkt påverkar ytvatten. **Stranden** är området längs vattendrag och sjöar som påverkas av regelbundna översvämningar, det vill säga området mellan låg- och högvattenlinjen. **Svämplan** är den landyta som byggts upp av sediment i samband med måttliga höglöden i anslutning till ett vatten. I svämplanen återfinns ofta svämlövskogar, vattennära våtmarker och korvsjöar (kapitel 13).

Vattenflödet, sediment och strand & kantzon styr vattendraget och dess utveckling (Vesipa m fl 2017). Strand och kantzon utgör övergångszoner (**ekotoner**) mellan vattenmiljöerna och den renodlade fastmarken. De präglas därför av gradienter i växt- och djursamhället samt de ekologiska processerna. Här regleras utbytet av oorganiska och organiska partiklar. Stranden och kantzonen kan sägas utgöra ett gigantiskt filter som både styr utbytet från land till vatten, men också filtrerar det passerande vattnet. Detta sker speciellt vid höglöden då stora mängder och sediment kan föras från vatten in över land och fasthållas där. Samtidigt bromsas höglöden och stränder kan fungera som stora vattenmagasin.

Träd i stranden är viktiga för att stabilisera stränder och minska stranderosionen. Orsaken är främst att träd stabiliserar marken mot slagregn och högvattenflöden varvid den lokala erosionen minskar. Genom att träd och buskar finns kvar i strandkanten minskar också vattenhastigheten vid högvattenflöden när ett vattendrag svämmas över sina bräddar. När vattenhastigheten minskar faller större partiklar ur och kantzonen fungerar då som en sedimentfälla.

Skogsmarker kan fånga in, förbruka och samla 10–40 gånger mer regnvatten än motsvarande trädlösa område med störd jord, som till exempel en jordbruksmark. En kantzon med träd och våtmarksområden kommer därför att reglera avrinningen på ett skonsamt sätt, höglöden dämpas och lågvattenföringen ökar sommartid

När större arealer skog avverkas kommer ett överskott av vatten som inte nyttjas av träden att föras nedströms. Det kan ge kraftigt förhöjda flöden under en period av cirka 5 år. Att bevara en trädbevuxen kantzon mot ytvatten kan motverka denna hydrologiska störning och behålla vattnet lokalt i landskapet (Kolka m fl 2011).

Mycket av transporten av kväve kommer med grundvatten och yttlig avrinning till utströmningsområden, surdråg eller mindre våtmarker utmed vattendragen (Veraart

m fl 2013). Dessa områden hyser ofta en artrik och specialiserad växtflora (Jansson m fl 2007). Att identifiera dessa kritiska habitat är viktigt för att utforma skyddet av kantzonen (Kuglerova m fl 2014, Tiwari m fl 2016).

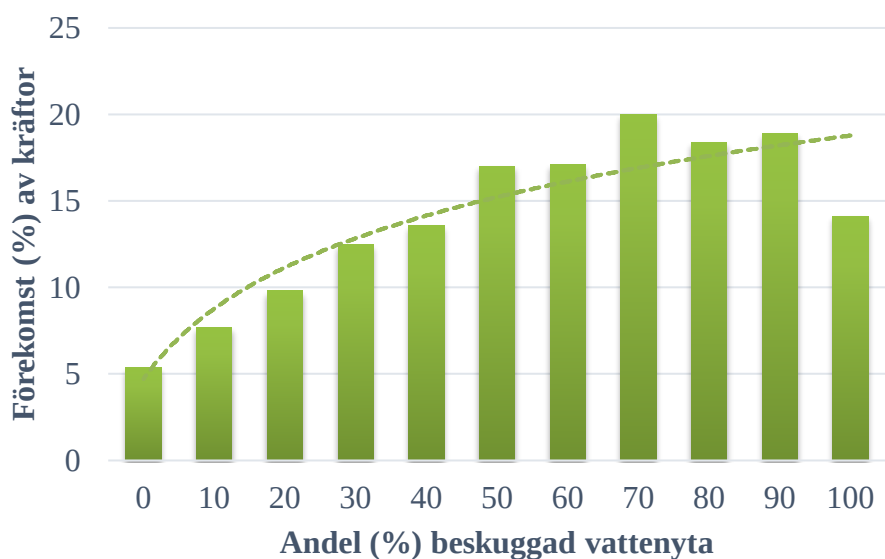
Näringsämnet kväve är generellt tillväxtbegränsade för växter på land, medan fosfor är begränsande i sötvatten och ofta även i våra bräckta kustvatten. Kväve är vattenlösligt medan fosfor oftast förekommer bundet till partiklar (nästan 90% av fosfor brukar vara partikelbunden) eller bundet i humusämnena. Fosfor kommer ut till våra ytvatten främst i samband med hög avrinning och på grund av erosion. För att minska fosforläckaget är vegetationsklädda stränder och kantzoner idealiska (Turunen m fl 2019). Vegetationen kvarhåller partiklarna.

När det gäller gräsbevuxna kantzoner som kan finnas vid åkermark så har man konstaterat att fosforkvarhållningen (retentionen) ökar betydligt upp till bredder på kantzonen upp till 10 m, varefter effekten klingar av (Abu-Zreig m fl 2003). I Danmark har man också infört en bredd på 10 m på obrukad kantzonen vid åkermark intill vatten ("Lov om randzoner" 1 september 2012). Man får inte odla, gödsla eller bespruta i en zon på 10 m runt alla öppna vatten med en yta över 100 m² (0,01 ha). I jordbruket får man kompensation för att etablera kantzoner.

Kväve däremot tas främst om hand via växternas näringsupptag och denitrifikation. Vid denitrifikation avgår kvävet som ofarlig kvävgas och växthusgasen lustgas till luften. Denitrifikation kan ske i flera våta miljöer. Svämplan som översvämmas årligen är utmärkta miljöer för denitrifikation. Speciellt utmed jordbruksmarker har man uppmätt hög fastläggning (retention) av kväve i kantzoner, mer ju äldre kantzonen var (Valkama m fl 2018). I den refererade finska studien hade kantzons bredd ingen betydelse på kvävetransporten till ytvatten, vilket däremot visas i flera andra studier (Mayer m fl 2007). Detta indikerar att bredden i sig inte är det avgörande utan att man har en anpassad bredd till de lokala förhållandena där markfuktighet, utströmningsområden och organiskt material i marken spelar in.

Beskuggningen av vattendrag har en avgörande betydelse för deras flora och vattentemperaturen sommartid (Broadmeadow m fl 2011, Johnson & Almlöf 2016). I oskuggade vattendrag i jordbrukslandskapet sker ofta en stark igenväxning med såväl undervattens- som övervattensväxter och kraftiga ökning av vattentemperaturen förändrar också livsvillkoren för vattenorganismer. Data från Svenskt ElfiskeRegiSter (SERS) vid SLU Aqua visar tydligt en övergång från fanerogamer (fröväxter) och trådalger som dominerande bottenvegetation på elfiskelokaler till mossor när andelen av vattendraget (vattendrag med avrinningsområden mindre än 100 km²) som är beskuggat är minst 20% (mätt mitt på dagen under sommaren). Redan vid en relativt måttlig beskuggning sker alltså förändringar av vattenvegetationen.

Många arter av fisk och även kräfter väljer habitat bland annat utgående från hur beskuggat vattendraget är. Medan gädda, som jagar med synen och föredrar varma vatten, förekommer rikligare i oskuggade vatten så är öring vanligare i beskuggade. Även kräfter är vanligare i skuggade vattendrag (Figur 81).



Figur 81. Andel elfisketillfällen då kräfter påträffats (både flod- och signalkräfter) i relation till andel av den undersökta ytan som var beskuggad. Endast vattendrag med upp till 100 km² avrinningsområde ($n=29\,975$), medelbredd 4,4 m, ingår. Medelförekomst beräknad med AnCova där effekten av vattenhastighet beaktades. Linjen är en logaritmisk anpassning. Data från Svenskt ElfiskeRegiSter (SERS) vid SLU.

Träd och buskar i kantzonen är ett viktigt habitat för till exempel fågel (Darveu m fl 1995). Beskuggningen gynnar också det akvatiska djurlivet som generellt är artrikare i skuggade vattendrag (Olsson 1995).

I kantzonen mot vattendrag och sjöar har de regelbundna översvämningarna skapat förutsättningar för ett rikt växt- och djurliv. Särskilt växternas artrikedom är hög i kantzonen, speciellt i strandzonen. Inemot 100 kärlväxtarter kan påträffas utmed en 200 m lång strand längs de större Norrlandsälvarna (Nilsson & Swedmark 2002). Artrikedom blir hög eftersom översvämningar för med sig näringsrika sediment samtidigt som habitatet är varierat och har ett visst ljusinsläpp jämfört med mogen skog. Även artrikedom av mossor är dubbelt så hög i skogsstränder utmed bäckar (bäckskogar) än i omgivande skog (Dynesius 2001, Hylander 2004).

Glest bevuxna stränder som översvämmas regelbundet är en viktig livsmiljö för flera strandinsekter, till exempel jordlöpare och steklar. Blottade strandbrinkar, rasbranter, och nipor (erosionsbrant utmed de norrländska älvarna) kan ge goda boplatser för vildbin, backsvala och kungsfiskare. Strandskogar, såväl utefter vattendrag som sjöar och våtmarker, utgör också viktiga **spridningskorridorer** för fågel, fladdermöss, utter, bäver och även rent terrestra däggdjur som älg, räv och vessla. Utmed vattendrag är gamla träd med hål (hålträd) lämpliga för stare, knipa, storskrak, skogsduva och hackspettar (till exempel vitrygg, gröngöling, göktyta samt mindre och större hackspett).

Slutligen har kantzoner en stor betydelse för vår rekreation. I kantzoner sker många aktiviteter där den terrestra människan möter och ser vattnet, från fågelskådning och sportfiske till stilla naturvandringar.

16.2 Antropogen påverkan

Trots stränder och kantzoners stora ekologiska betydelse som livsmiljö för växter och djur och deras betydelse för vattendragens ekosystemtjänster är de ofta störda av mänskliga ingrepp. I Europa beräknas att 88% av arealen svämplan berövats sin skog genom jordbruk, skogsbruk och vattenreglering (Hughes & Rood 2003).

Kantzonen med dess stränder och svämplan formas av återkommande översvämningar. Allt fler vatten regleras för att minimera översvämningar och därmed har vitaliteten hos stränder, deras artrikedom minskat (Nilsson m fl 1994, Nilsson & Swedmark 2002). I Sverige föreslogs i början av 1950-talet till och med att hormoslyrbespruta bäckars stränder för att minska vegetationen då den hindrade flottningen i mindre vattendrag (artikel i Sveriges Natur 1952).

Skattningar i NILS-projektet (Essen m fl 2004) (Artdatabanken, SLU) anger i början av 2000-talet att 25% av svenska vattendrags strandzon i skog utgjordes av hygge. De mindre vattendragen saknade oftare kantzoner än de större. De senaste 10 åren har dock avsättning av kantzoner ökat inom det storskaliga skogsbruket, men den nödvändiga bredden och utformningen är ofta föremål för diskussion.

Låglänta, fuktiga sjöstränder som har betad mark fram till vattnet har blivit en sällsynthet i mellersta och södra Sverige eftersom betet upphört. Skattningar är att bara 5% av arealen återstår idag (muntligen Mats Rosenberg 2020). Sådana stränder är bra habitat för vadare och gäss, som även svarar för att beta och hålla markerna öppna.

Undersökningar i Tyskland har visat att dagens **sedimenttillförsel** till vatten är 50–100 gånger större i jordbruksområden än i områden med urskog (Ripl & Eiseltová 2010). Förhöjd tillförsel av sediment är en starkt begränsande faktor för rinnande vatten där framför allt arter som beror av eller lever i den hyporheiska zonen drabbas, typiskt stormusslor och laxfiskars rom. Förhöjd sedimentation är en storskalig negativ faktor för akvatiska organismer (Biggs 2000) och i USA skattas detta påverka cirka hälften av vattendragens arter negativt (Henley m fl 2000). Situationen är lika allvarlig i Sverige, även om problemet inte uppmärksammas eftersom sedimentdeposition är svår att mäta. Österling m fl (2010) och Österling & Högberg (2014) har visat sedimentdepositionens negativa påverkan på rekrytering av flodpärlmussla.

I jordbrukslandskapet finns få naturliga svämplan mot ytvatten. De rätade och kanaliserade vattendragen har ofta branta kanter och bara en svag grässvål överst. Finska studier har visat att en trädbevuxen kantzon mot jordbruksmark, genom att minska närsalttillförseln, kan förbättra ett vattendrags ekologiska status (mätt med hjälp av kiselalger, makrofyter och bottendjur) (Turunen m fl 2019).

Eftersom strandzonen är ett område som naturligt påverkas av översvämningar sker återkommande naturliga störningar. Dessa störda ytor kan ofta vara platser där föryngring av växter sker eller där tillfälliga kolonisatörer etableras till dess högre vegetation skuggar ut dem. Med den ökande globaliseringen och fri handeln över nationsgränser sprids alltmer invasiva arter till våra ekosystem. Just strandzonen är ett område som ofta hyser invasiva arter, ett redan artrikt område blir än mer artrikt (Dyderski m fl 2015). Typiska invasiva arter som ofta återfinns etablerade är

jättebalsamin (*Impatiens glandulifera*) och parkslide (*Reynoutria japonica*) (Figur 82), speciellt tätortsnära. Artdatabanken pekar även ut arter som skunkkalla, jätteloka och lokalt gräset jättegröe (Bjelke & Sundberg 2014).



Figur 82. Den mycket besvärliga invasiva växten parkslide vid kanten av Aröd å, Bohuslän. Foto: Erik Degerman.

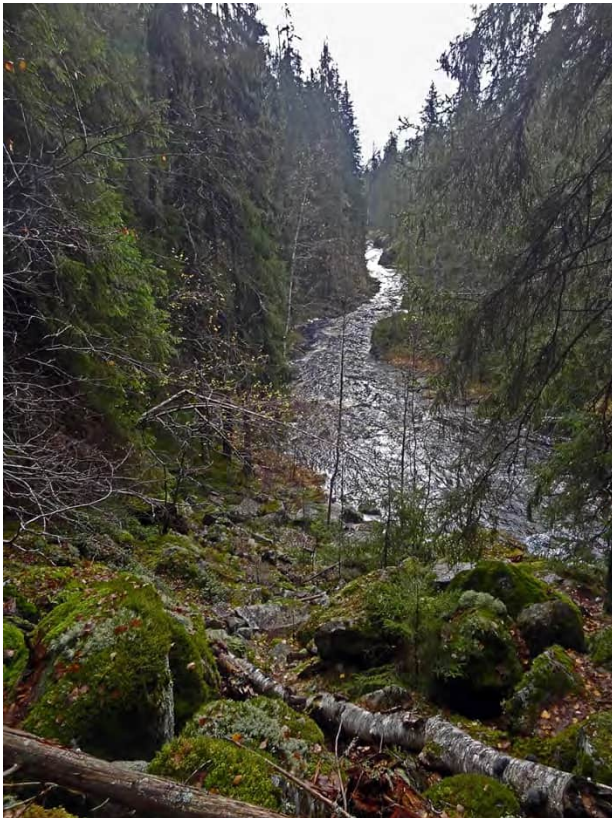
16.3 Målbilder

Idag har vi få naturliga kantzoner mot större vatten, speciellt i områden med intensivt skogs- och jordbruk. Strändernas naturliga utseende beror självfallet av vattendragets utseende, landskapets topografi och många andra faktorer.

En ekologiskt väl fungerande kantzon utmed skogsmark bör efterlikna naturliga kantzoner. De är ofta trädslagsblandade, med inslag av löv, speciellt närmast vattnet. Vidare brukar de vara höjdnivå- och åldersskiktade, det vill säga med en variation i ålder och innehåller såväl lägre örter, ris som buskar och träd. Utmed bäckar i skogen är strandzonen naturligt smal och någon tydlig zonering av vegetationen syns inte för det otränade ögat om marken är mager och inte fuktig. Är omgivande mark lite rikare ökar lövträdsinslaget och högrötsängar uppträder. Ju större vattendraget är desto tydligare blir sedan en zonering av vegetationen med barrträd längst från vattnet, närmare vattnet lövträd och nedför dem ett buskskikt (pors, viden). Närmast vattnet finns en zon med starr eller mossor. Detta beskrivs närmare av Zinko (2005).



Figur 83. Den lummiga och slingrande Verkeån, östra Skåne, håller en behaglig sommartemperatur under 20 °C tack vare beskuggande träd och god tillgång på grundvatten. Havsöring, utter och kungsfiskare är bara några av de förekommande arterna. Foto: Erik Degerman.



Figur 84. Kantzon utmed Nittälven vid Brattforsen. Området har branta sluttningar och det är viktigt att kantzonen är trädbevuxen för att förhindra erosion. Svämplanet utmed älven är ganska ringa, men med ett visst lövinslag. Foto: Erik Degerman.

I princip kan kantzonerna delas in i dem med fastmark ända fram till vattendraget, samt dem med fuktigare stränder och sumpskogar. I de fall det finns fastmark ända fram var det i norra Sverige vanligt med tall ända fram till vattendragen. I många barrskogsområden är det vanligt att lövsinslaget är stort utmed vattendragen. Några lövträd tolererar översvämningar och våt mark, samtidigt som ett gynnsamt ljusklimat råder för deras etablering.

Det viktigaste vid utformningen av kantzoner är att fastställa vilka funktioner som ska uppfyllas och sedan bestämma hur breda kantzonerna ska vara, det vill säga erforderlig bredd, längd och utformning för att utgöra en skyddszon mot negativ påverkan från mänskliga aktiviteter. Den bästa metoden är att först bestämma minsta acceptabla bredd på kantzonen för de funktioner som kantzonen avses uppfylla (10–15 m för att skydda vattenkvalitén) och sedan utvidga kantzonen med hänsyn till områdets markförhållanden (ökad bredd vid lutande finkornig mark) och naturvärde. Detta innebär att de avsatta kantzonerna kan variera i bredd från tiotal upp till hundratals meter. En sådan anpassad kantzon som uppfyller de ställda kraven kallas en **ekologiskt funktionell kantzon** (Henrikson 2007).

16.4 Evidensbaserade erfarenheter av restaurering

Återskapade kantzoner är en av de mest framgångsrika åtgärderna för att minska sedimenttillförsel, sänka vattentemperatur, tillföra organiskt material, minska närsalttillflöden och förbättra ekologisk status i rinnande vatten (Bergquist 1999, Feldt m fl 2011, Turunen m fl 2019). Kantzonens längd och bredd är nyckelkomponenter. Lyckade projekt har haft en bredd på 5–30 m och en längd på >1 km (Bergquist 1999, Feldt m fl 2011). En bredd på cirka 15 m på någon sida av vattendraget rekommenderas generellt i en internationell utvärdering (Feldt m fl 2011). I en större sammanställning visades att 30 m bredd på en kantzon krävdes för att få de önskade effekterna på vattenkvalitet, tillförsel av död ved med mera (Sweeney & Newbold 2014).

För att reducera vattentemperaturen krävs en kantzon på 1–5 km längd i mindre vattendrag (vattendragsrang 1, källflöden) och 10–20 km i större vattendrag (stream order 5) (Feldt m fl 2011). För att undvika höga sommartemperaturer i mindre vattendrag i södra England krävs att 20–40% av sträckningen av mindre vattendrag är beskuggade för att undvika temperaturer farligt höga för öring (>24 °C), samtidigt som 80% beskuggning gör att vattentemperaturen håller sig under 20 °C (Broadmeadow m fl 2011). Modellsimuleringar visar att man teoretiskt genom att beskugga vattendrag och smälta av fåror kan sänka vattentemperaturen i studerade vattendrag med stillhavslax i Kanada med 1,8–3,5 °C (Justice m fl 2017).

Noterbart är att många projekt som syftat till att restaurera kantzon fokuserat på att stängsla ute betande djur (Hough-Snee m fl 2013, Batchelor m fl 2015), respektive att återskapa kantzonen genom hydro-geomorfologiska åtgärder. Faktum är att hydro-geomorfologiska åtgärder dominerar i världslitteraturen och de har visat sig framgångsrika (Gonzales m fl 2015). Det handlar ofta om utrivning av dammar, återskapade flödesvariationer nedströms reservoarer samt konventionell biotopvård i vattendrag som höjt vattennivåerna in i strandzonen (Hausner m fl 2018). De två första åtgärderna (dammutrivning, kapitel 19, eller ekoflöden, kapitel 17) är svåra att genomföra i en svensk kontext på grund av rådande lagstiftning och praxis vad gäller vattenkraftutnyttjande, men bör självfallet prioriteras då de återskapar naturliga

processer. Den positiva effekten av konventionell biotopvård (kapitel 23–24) ska dock utnyttjas, och kan kombineras med åtgärder på landsidan. Med biotopvård avses att återutläggning av sten och block samt död ved kan bromsa vattendraget och höja vattennivån så att det når ut i svämplanet.

Viktigt att påpeka att kantzonen ska ses som en viktig komponent för att till fullo restaurera ekosystemet. Även om åtgärder fokuserar på till exempel återskapande av flöden så är samtidigt en funktionell kantzon mycket viktig för till exempel strömfiskfaunan (Göthe m fl 2019).

16.5 Grundläggande principer

Kantzoner kan restaureras genom hydrologiska metoder (förändrad reglering, naturliga översvämningar, utrivning av dammar) eller avsättning av skyddade zoner med skötsel, återplantering och minskat betestryck från gräsätare (Gonzales m fl 2015). Här fokuserar vi på de senare typerna av åtgärder medan förändrade flöden/reglering har ett eget avsnitt (kapitel 17). Utvärderingar av effekten av att restaurera kantzonen är relativt få, men de som finns indikerar att just hydrologiska metoder och att minska betestryck har givit mest framgångsrika resultat. En utmaning i detta är att betestrycket minskat kraftigt under efterkrigstiden och många naturvärden beroende av beteshävd har dålig bevarandestatus. Som så ofta blir en restaurering en balans mellan olika nyttor och åtgärder.

För att avgöra vad som är lämpliga åtgärdsstrategier bör man innan åtgärd försöka besvara följande fem frågor:

- Vilka ekologiska funktioner ska kantzonerna tillgodose?
 - Var ska kantzonerna vara belägna för att ge bästa funktion?
 - Hur ska kantzonerna utformas med avseende på bredd, längd och struktur?
 - Hur effektiva är de planerade kantzonerna med avseende på de önskvärda funktionerna?
 - Hur bör åtgärderna sedan utformas i samarbete med markägare, pågående markanvändning, kulturvärden och ekosystemfunktion?
-
- Strävan bör vara att få till stånd en **ekologiskt funktionell kantzon** (Henrikson 2007), det vill säga en kantzon som är anpassad för förhållandena på platsen. Den ger ytvattnen ett skydd mot störande markanvändning och ger samtidigt de ekologiska funktionerna att vara ett filter för närsalter, miljögifter och sediment, skänker skugga, tillför död ved, stabiliserar stranden, bromsar högflöden.
 - Primärt är att försöka återskapa de processer som skapat en divers kantzon, nämligen att låta vattendrag och sjöar ha en naturlig vattenståndsvariation som skapar en dynamik i kantzonen (ekoflöden, kapitel 17).
 - I reglerade vatten måste effekten av vattenregleringen beaktas innan åtgärder sätts in för att restaurera eller sköta strandzonen (Vesipa m fl 2017). Utan återkommande översvämningar förlorar stranden sin naturliga artrikedom och svämskogar försvinner.
 - En divers bottenstruktur i vattendrag som ökar vattennivåerna och ger vattendraget kontakt med stranden är också en grundläggande faktor. Detta innebär ofta att biotopvård som återför stora strukturer (block, sten, död ved) kan kombineras med åtgärder på landsidan för att restaurera kantzonen.

- Det är viktigt att minska utströmning av närsalter med grundvatten och ytlig avrinning, speciellt i jordbruksområden. Detta kräver en identifiering av områden som svarar för vattendragens avrinningsbildning (Tiwari m fl 2016) och innebär att **kantzoner även ska sparas omkring utströmningsområden** för grundvatten som surdråg, våtmarker och vissa temporära vattendrag.
- Men att enbart skydda vattennära våtmarker, permanenta och temporära, ger inte alla de funktioner som krävs av en ekologiskt funktionell kantzon för att ge en god biologisk mångfald.
- Det förekommer en ivrig debatt om hur kantzoner ska utformas, framför allt vad gäller deras bredd. Kanadensiska riktlinjer är att en obrukad kantzon ska vara 30 m på båda sidor ett vattendrag och finnas utmed minst 75% av längden (Environment Canada 2013), medan andra riktlinjer rekommenderar minst 15 m kantzon på ena sidan av vattendraget. En bredd på cirka 15 m på någon sida av vattendraget rekommenderas generellt i en internationell utvärdering (Feldt m fl 2011). Skulle marken vara speciellt känslig (till exempel finkorniga jordar med mo och mjäla i marker med hög lutning) bör bredden vara i det högre intervallet för att undvika sedimenttransport ut i ytvatten. Likaså bör bredden vara i det större intervallet om vattendraget har eller har haft höga naturvärden. Å andra sidan kan en smal kantzon, 10–20 m, var tillfyllest i områden med plan fastmark och grövre jordarter.
- För vatten omgivna av raviner bör kantzonerna omfatta hela ravinbredden och krönet (Figur 84) och för meandrande vattendrag i slättlandsområden bör kantzoner även sparas omkring avsnörda delar av vattenfåran.
- Det diskuteras ofta om en kantzon behöver vara intakt utmed hela vattnets längd. Troligen har det funnits en dynamik i landskapet orsakad av bränder och stormfällning som gjort att luckor i skiktet av träd och buskar skapats. Vidare kan vissa våta partier naturligt ha liten andel skuggande träd och buskar. Luckor i en skapad kantzon kan därmed vara naturligt, särskilt i anslutning till större vattendrag.
- Det krävs att 60–80 % av vattenytan är beskuggad (krontäckning i solbanan) för att undvika större förändringar sommartid av temperaturen i mindre vattendrag. För att säkerställa optimala förhållanden för öring i engelska vattendrag rekommenderas det högre värdet av beskuggning (Broadmadow m fl 2011). De viktigaste områdena att få fullgod kantzon etablerad är den södra stranden (för att skydda mot solinstrålning).
- I regel krävs minst 1–5 km återställd kantzon för att få effekter på vattendragets ekologiska status i mindre vattendrag och 10–20 km i större (Feldt m fl 2011).
- Kantzonen ska först och främst vara obrukad i så måtto att inga markskador förekommer och att vegetation finns som kan fånga upp närsalter och sediment. I andra hand ökar kantzonens ekologiska funktion ju fler träd och buskar som förekommer.
- Kantzoner krävs både utmed sjöar, vattendrag, våtmarker och efemära vatten (till exempel vattenfåror som bara för ytvatten vid högflöden).
- Både vid sparande och etablering av kantzoner ska man också eftersträva flerskiktade kantzoner med gräs, ris, buskar och träd. I vattendrag med lägre lutning och finare bottensubstrat är tillförseln av död ved mycket viktig för

vattendragens funktion och fiskbestånd (kapitel 24). Där ska man speciellt eftersträva att en viss mängd stora och gamla träd sparas inom kantzonen.

- Träd i strandlinjen, till exempel al och glasbjörk, tillför speciellt mycket energi i form av gröna löv. Samtidigt armerar rötterna stranden.
- Planterad gran kan gärna elimineras strandnära (Figur 85).



Figur 85. Gran som ringbarkats för att gynna löv utmed Bjurforsbäcken (Västmanland/Dalarna). Foto: Erik Degerman.

- Det är en fördel om kantzonen kan delas upp i en orörd del och en skötselzon i jordbruksområden. I skötselzonen kan vegetationen skördas för att gynna upptaget av näringsämnen.
- I många länder tillåts inte betande kreatur i kantzonen. I USA och Skottland stängslas ofta kantzoner in under deras uppbyggnad. Det kan vara lämpligt att begränsa boskaps tillgång till kantzoner (Hough-Snee m fl 2013, Conroy m fl 2016), speciellt i fuktiga och finkorniga områden och i kantzoner som är nyetablerade.
- Ska boskap komma åt ytvatten i kantzonen kan det vara bra att hårdgöra marken i begränsade partier och leda djuren dit för att dricka. Då minskas risken att strandzonen trampas sönder.
- Förr i tiden när boskap ofta betade i strandkanten kunde en **blå bård** skapas bakom vassarna, en strimma grunt vatten där undervattensväxter kunde gynnas relativt bladvass, kaveldun och säv. Arten barklöst sträfsse (*Chara braunii*) har försvunnit från svenska sötvatten, men finns kvar på Östersjökusten. Det har visat sig att övergödning och minskat strandbete kan vara allvarliga hot genom att sträfsset konkurreras ut av andra växter, speciellt bladvass (Blindow 2009). Strandbete skapar en mer varierad biotop på landstranden genom att vissa växter ratas, vissa områden gödslas av avföring

och marken trampas sönder så att små vattensamlingar kan bildas. Men lämpliga djur och mängden djur måste anpassas till markernas fuktighet, bärighet, vegetation och risk för negativ påverkan av ytvatten.



Figur 86. Betande hästar (och nilgås i bakgrunden) skapar ofta en väldigt jämn och ensartad vegetation. Vid hög besättningstäthet riskeras också att marken trampas sönder. Foto: Erik Degerman.

Kompletterande åtgärder kan krävas i kantzoner som är utarmade på döda träd och organiskt material. Att sätta upp fågel- eller fladdermusholkar är ofta en självklar åtgärd. Linköpings kommun har också arbetat med **faunadepåer**. Det är en struktur med döda träd, grenar, kvistar eller ännu finare organiskt material som placeras i soliga lägen för att gynna vedlevande insekter och svampar (Figur 87).



Figur 87. En "faunadepå" som består av fällda träd som sedan arrangerats för att ge olika arter tillgång, från svampar och myror till hackspettar. Foto: Erik Degerman.

16.6 Skötsel av befintliga kantzoner

Oavsett typ av kantzon bör det poängteras att kantzonen är ett variabelt område som styrs av dynamiska interaktioner mellan den akvatiska och den terrestra miljön. Räkna inte med att få fram en stabil kantzon. Kantzonen kommer alltid att vara föränderlig i naturliga system.

Skogsmark

Skötsel av befintliga kantzoner är i regel inte nödvändigt, man kan låta dem utvecklas fritt. I vissa situationer när till exempel kantzonen består av tät, planterad granskog och saknar variation i ålder, höjdsikt och trädslag kan dock gallring och röjning vara nödvändig. Det kan också vara nödvändigt med skötsel för att minska vindkänslighet. Många skogsägare ogillar att lämna kantzoner då träden riskerar att blåsa omkull. Speciellt för gran i fuktig mark kan detta vara ett problem. I sådan mark blir rotsystemet grunt samtidigt som marken har lägre hållfasthet. Vindkänsligheten beror också av områdets topografi, jordarter och förekomst av närliggande skogspartier. Speciellt vanligt är vindfällan intill stora kalhyggen med fritt spelrum för vinden. På utsatta platser kan vindkänsligheten minskas betydligt genom att göra kantzonerna bredare och ta bort enstaka vindkänsliga träd med plockhugning. Kantzoner med täta bestånd ger också mindre risk för stormfällning.

För vattendraget innebär nedfallna träd i regel inget problem, på sikt snarare tvärtom. Generellt gäller att ”riskträd” är sådana med lutande stam, ensidig krona, klen stam i förhållande till kronan och med röt- eller parasitangrepp. Träd som stått i utkanten i av beståndet, i vindutsatta lägen, har generellt en grövre stam och är något kortare. Sådana träd har större chans att klara stormar. Vid eventuell gallring av kantzoner i vindutsatta lägen bör man därför sträva efter att lämna grova och dominerande träd med relativt låg trädhöjd. För att minska vindkänsligheten kan man också kapa toppen på speciellt utsatta träd. De träd som kan vara stabila på fuktiga marker är främst al och glasbjörk och i något torrare läge (frisk mark) ask. I ytterligare torrare mark är ek, lind och bok relativt stabila, medan vårtbjörk vanligen är mindre stabil. I och med att de avlövas under den stormigaste årstiden slipper lövträden ofta de sena höststormarnas fulla kraft. Tall är mindre stabil än de nämnda lövträden, men betydligt stabilare än gran. I regel sker den mesta stormfällningen de första åren efter avverkning, innan de enskilda träden hunnit anpassa sig.

Några skötselrekommendationer:

- Normalt krävs ingen skötsel i en naturlig kantzon. Den kan utvecklas fritt.
- Om skötsel är nödvändig så försök vid röjning och gallring att få fram en variation i ålder, höjdsikt och arter som liknar naturliga förhållanden.
- ”Veteranisering” av träd kan också komma på fråga för att påskynda de naturliga processerna. Med veteranisering menas åtgärder för att skapa typiska strukturer liknande dem hos gamla träd genom att till exempel ringbarka en grov gren, såga upp ett hackspetthål eller rent av skada toppen.
- Äldre barrträd bevaras, speciellt tall, även som stående torrakor eller högstubbar.
- När det gäller ålderssammansättningen bör döende och döda träd få stå kvar för att efterlikna naturskog.
- Gynna löv på bekostnad av planterad gran (Figur 85). Lövträd ger näring (i form av löv till ytvattnen) och motverkar försurning av marken.

- Observera att mindre träd (<2 m) som växer dåligt i skuggan av äldre skog snabbt kan utvecklas till kraftfulla träd om de gynnas vid röjning och gallring. Försök med manuell skötsel har visat mycket goda resultat vid gynnande av sådana ”svaga” exemplar.
- Plockhuggning av enstaka träd bör inte ske inom en 10 m bred orörd zon från vattendraget.
- Sker röjning och gallring av buskar och träd i kantzonen kan det för att öka artrikedomen vara lämpligt att spara växter med bär, eller viktiga pollen- och nektarkällor (se nedan).

Jordbruksmark

Generellt består kantzonerna i jordbrukslandskapet idag i bästa fall av en orörd gräsvall.

- På sikt är det viktigt att låta denna kantzon beväxas av buskar och träd, allt beroende på lämpligheten ur perspektivet att bibehålla det öppna landskapet samt att inte skugga produktiv åker. Ofta rinner dock vattendragen i raviner och att låta dessa återbeskogas stör inte landskapsbilden eller jordbruket, snarare tvärt om. Ringlande gröna träd- och buskstråk i landskapet ökar dess dynamik.
- En flerskiktad kantzon med både träd-, busk- och fältskikt ökar sediment- och närsaltupptaget.
- I de fall man anser att kantzonen är för ensartad och befintliga höga träd inte ger skugga till ytvattnen kan träden hamlas. Hamling bör vanligen ske på en sådan höjd, 1–3 m, att betning av djur undviks. Helst utförs åtgärden när marken bär under tidig vår. Lämpliga träd är pilar, sälg, björk, ask, lind och al. Hamlar man vid rotnivå fås ett intryck av ett lövrikt buskage och löven och kvistar blir åtkomliga för betande djur. Många träd lämpar sig för hamling vid markytan, till exempel pilar, al, unga vårtbjörkar. Att hamla träd på detta sätt kan vara lämpligt i de fall de riskerar att annars falla omkull på grund av tyngden av tjocka grenar (observera dock att tillförsel av död ved till mark och vatten är mycket viktig). Det är lämpligt att lämna kvar en del av de stammar och grenar som sågas bort, både för terrester och akvatisk mångfald.
- Sker röjning och gallring av buskar och träd i kantzonen kan det för att öka artrikedomen vara lämpligt att spara växter med bär, eller viktiga pollen- och nektarkällor. Exempel på sådana släkten är sälg, slån, hagtorn, rosor och björnbär. Träd med lätt nedbrytbara blad bör gynnas, till exempel gråal, klibbal, fågelkörsbär, alm, lind och ask.

16.7 Etablering av nya kantzoner

Skogsmark

När en kantzon ska återetableras så görs detta naturligtvis med det ståndortsanpassade synsätt som används i skogsbruket. Strävan bör vara att återskapa den naturliga kantzonen för rådande förhållanden. Utmed vattendrag och sjöar med återkommande översvämning i strandzonen gynnas lövträd (exempelvis al och glasbjörk) och buskar. Ju mer sällan översvämningarna sker desto större blir inslaget av till exempel vårtbjörk, alm, lind, gran och slutligen tall i torra lägen. Ovanstående innebär att man vid en återetablering bör ta hänsyn till nuvarande och framtida vattennivåfluktuationer.

Efter en avverkning är det enklast är att låta kantzonens skog självföryngra genom de frö- eller skärmträd som har lämnats kvar och genom att låta de befintliga trädplantorna som redan finns i området växa upp. Tall kan lämpa sig för naturlig föryngring om marken är torr och inte för näringsrik. Gran lämpar sig för fuktigare lokaler, även frostkänsliga sådana. Risken att misslyckas är dock relativt stor på grund av konkurrens från annan vegetation, betande djur och för att fröträden blåser omkull. I granens fall finns också risk för angrepp av granbarkborre.

För att säkerställa föryngring kan viss plantering ske av viktiga lövträd som al och ask samt i torra partier av tall. Plantering är dyrare, men ger ett säkrare resultat än självföryngring och sådd. Plantering eller sådd måste givetvis till om man önskar återetablera arter i området, arter som hör hemma i området naturligt men som missgynnats av rådande skötsel. Plantorna kan vara ett- eller fleråriga och vara med eller utan kruka (täckrots- respektive barrrotsplanter). Rådgör med skogskunniga och plantskolor. Observera att det är viktigt att få plantor av lokal proveniens, vilket kan vara nog så svårt. Plantera så snart som möjligt efter leverans. Lämpliga verktyg är planteringsrör (för täckrotsplanta), flåhacka och planteringsspade. Bästa tid för plantering är våren efter tjällossning, alternativt hösten (om plantorna är invintrade).

Vid plantering brukar man markbereda för att minska vegetationskonkurrensen för de nya plantorna, dessutom får man högre marktemperatur, jämnare fuktighet och bättre näringstillgång. Risken för snytbaggsangrepp (barrträd) minskar också. I kantzonen ska man inte markbereda maskinellt, utan här sker fläckupptagning och i fuktigare mark möjligen högläggning.

Sådd lämpar sig bäst för tall, gärna då inte de allra torraste markerna. Är det stor risk för gräsuppslag, till exempel i södra Sverige, bör någon annan föryngringsmetod väljas. I än större utsträckning än för plantor är det viktigt att få ett bra frömateriäl, av rätt proveniens, men också med god grobarhet. Man kan köpa naturfrö (så kallat beståndsfrö) eller plantagefrö. De senare grov bäst, men är sällan av önskad proveniens. Manuell sådd sker genom att blottlägga små fläckar, så kallad mikropreparering. Lämpliga verktyg är kratta, såddrör eller –kanna (de ger en begränsad och kontrollerad mängd frö). Sådd bör ske något senare på våren än plantering, det vill säga maj-juni.

Där så är lämpligt kan hyggesrester och slyvegetation hyggesbrännas för att gynna tall. Idag domineras oftast barrkantzoner i allt för stor utsträckning av gran eftersom man bekämpat elden och plockhuggit bort stora tallar. I en ursprunglig kantzon hade tallen varit mer dominant. Dessutom hade säkerligen lövinslaget varit större, även på torrare mark. Bränning kan också gynna flera skalbaggar som kräver död ved, samt ovanliga växter som till exempel svedjenäva vars frön kräver 40–50 °C för att kunna gro. Lövträd som gynnas samtidigt med tallen är sälk och asp. Bränning ska inte ske i torra marker med tunt humustäcke eftersom det kan leda till jord- och näringsförlust. Bränning är generellt dyrt då åtgärden kräver god tillsyn. Rådfråga alltid Skogsstyrelsen som kan vara behjälplig med åtgärden och de tillstånd som kan behövas (till exempel från eldningsförbud). Det krävs noga förberedelser för att inte elden ska sprida sig till närliggande skogsområden.

- Enklast etableras en ny kantzon genom att tillåta en naturlig föryngring sker i området närmast vattnen.

- Under etableringsfasen av en ny kantzon bör skonsamma föryngringsmetoder användas, till exempel skärmställning, självföryngring eller manuell plantering.
- Spara vid avverkning och andra skogliga åtgärder små naturligt föryngrade trädplantor, även om de ser ”dåliga” ut. Ofta kan de, om utrymme ges, växa upp till fina träd.
- Träd aktuella för manuell plantering, närmast vattnet, är grå- och klibbal samt glasbjörk, på frisk mark ask samt tall på torra partier. Salixarter (viden) kan också vara ett alternativ närmast vattendraget.
- Plantor som behandlats kemiskt mot snytbagge får inte förvaras i ytvatten eller i nära anslutning.
- I kantzonen får ingen maskinell markberedning ske.
- Plantor sätts i ett område på 30*30 cm där grässvålen tagits bort.
- Är marken fuktig kan plantan sättas något förhöjd (1/4) över marknivån.
- Om plantering sker av barrträd så låt dem växa ganska glest. Det ger möjligheter för ett kraftigt rotsystem och grov stam, vilket minskar risken för stormfällning.
- I kantzonen bör inga maskiner köras närmare ytvatten än 20 m. Kör aldrig i utströmningsområden eller sumpiga partier.
- På kraftigt gräsbevuxen mark kan det de första 1–4 åren vara nödvändigt att rensa gräs kring plantorna.
- Under sommartorka kan bevattning vara nödvändig i torra och exponerade lägen, naturligtvis med beaktande för vad som är naturligt i området.
- Betning från djur är ett problem för de flesta plantor, möjligen utom al. Att stängsla in plantorna är för dyrt, men betningsskydd i form av plaströr eller –spiral kan övervägas.

Jordbruksmark & Urbana miljöer

- Etableringen av ekologiskt funktionella kantzoner längs vattendrag i jordbrukslandskapet och inom tätortsområden sker lämpligast enligt ett stegvis förfarande, där det första steget (1) är att avsätta tillräckligt breda skyddszoner mellan vattendraget och brukad mark och beså zonerna med gräs.
- När man ska anlägga en gräsvall mellan jordbruksmark och ytvatten är det enklast att så in skyddsgröda på våren. Man kan använda en gräsblandning för extensiv vall, till exempel med rajgräs, ängsgröe, röd- och ängssvingel samt timotej. Svingelarterna har ett frodigt växtsätt och timotejen är tålig. Rödven och andra krypande vallgräs stabiliserar marken.
- Det är naturligtvis möjligt att etablera en betydligt artrikare flora, till exempel med blomväxter. Det naturliga urvalet har redan valt ut de mest lämpade växterna för er kantzon. Sträva efter att använda lokala arter och sorter. Säkra är givetvis att flytta plantor lokalt. Glöm inte bort den våta kantzonen, stranden. Här bör växter som starr och kabbleka få utveckla sig fritt. Vattenväxter som ger bra erosionsskydd är till exempel kaveldun (*Typha latifolia*, vattendjup 0–0,5 m), *Carex riparia* (0–0,5 m), jättegröe (*Glyceria maxima* (0–1 m), svärdsilja (*Iris pseudacorus*, 0–0,5 m) och *Sparganium erectum* (0–0,6 m). Flertalet av dessa växter kan dock tendera att växa över hela vattendraget om det inte beskuggas eller är djupt.

- Kantzonens lägre vegetation bör få utvecklas naturligt, men i områden med kraftig vegetation på grund av närsaltläckage kan skörd ske för att minska risken att växtmassan sköljs ut i vattendraget. Successivt kommer dessa marker att utarmas på växtnäringsämnen. Därigenom ökar ju kantzonens bidrag till självreningen. Gräset kan användas som foder. Ska gräset slås maskinellt bör markerna tåla maskinerna, ofta är maskinell skörd olämplig. Lämplig tid för slåtter är i slutet av juli då ängsblommor fröat av sig och fåglarna fått flygga ungar. För att utarma marken på näringsämnen kan man slå två-tre gånger de första åren.
- Alternativt kan man tillåta begränsad betning, men det ställer då krav på stängsling gentemot vattnet. Dessutom bör djuren inte få gå på marken när den är fuktig, till exempel sen höst. Betas kantzonen får den ofta en kort grässväl, vilket är ett utmärkt habitat för vadarfåglar, så länge partier med högre vegetation också finns kvar. Utan betning kan svämplanet och kantzonen växa igen med vassar eller buskage, beroende på hur fuktig marken är. Betning är dock en åtgärd som är svår att anpassa på grund av risken för överbetning och erosion. Många vattendrag i jordbrukslandskapet har idag förhöjd erosion på grund av betning. Internationellt är den vanligaste åtgärden vid restaurering av kantzoner att stängsla ute betande boskap. Det ska dock kommas ihåg att hävdade gräsmarker är en hotad naturtyp i Sverige.
- Nästa steg (2) är att plantera buskar och träd. För att erhålla ekologiskt funktionella kantzoner bör zonerna ha en varierad vegetation som omfattar flera skikt (markvegetation, buskar och träd).
- I de lägen där beskuggning krävs för att hindra igenväxning ska man etablera buskar eller träd. Då endast en begränsad insats är möjlig bör kantzonen läggas så att den skuggar vattendraget, det vill säga främst på södersidan. Klibbal, gråal, glasbjörk och viden (*Salix*) är vanliga nära vattendraget (ovan lågvattenzonen) i stora delar av landet. De två senare invandrar ofta spontant. *Salix*-arter som till exempel knäckepil (*Salix fragilis*) och vitpil (*S. alba*) bör normalt inte planteras då de har förmåga att sprida sig okontrollerat via avbrutna grenar som rotar sig. Något längre från vattendraget (ovanför högvattenzonen) bör man vid plantering prioritera arter som har svårt att kolonisera spontant, till exempel lind, hassel, fläder, hägg och hagtorn. Spontan invandring förekommer ofta av alm, asp, ask, sälg och vårtbjörk beroende på klimatzon.
- Bok, ek och täta granbestånd bör dock undvikas, om de inte är naturligt förekommande då de skuggar marken mycket och markfloran kan bli svag. Därigenom ökar risken för markerosion. Blad av både bok och ek är samtidigt svåra att bryta ned och kan ackumuleras i stora bankar i vattendrag och sjöar.
- Plantera inte träd ovanpå täckdiken då dräneringsrören kan infiltreras av trädrötter och gå sönder.
- Beskuggning av vattendrag blir allt viktigare ju längre söderut man kommer i Sverige. I de sydligaste vattendragen utan kantzoner uppnås under perioder av dagar-veckor temperaturer på 24–27 °C, medan temperaturen övriga delen av året bättre passar en mer kallvattenanpassad fauna. Resultatet blir en utarmad fauna. Sträva efter att minst 75% av jordbruksvattendragens yta ska vara beskuggad.

- I vissa områden har energiskog planterats i kantzonen. Det utgör knappast ett naturligt inslag i landskapsbilden och nyttan vad gäller stabilisering av marken är inte undersökt, speciellt som skörd sker med maskiner. Däremot kan reduktionen av närsalter vara betydande, men energiskogen kan komma att gödslas och är därmed direkt olämplig utmed ytvatten. Däremot skulle energiskog kunna användas på ett avstånd av cirka 10–15 m från ytvatten (beroende på vattennivåvariationerna).
- Träd ska planteras på hösten eller tidig vår. Ibland kan man på plantskolan skilja mellan barrotsplantor och täckrotsplantor, beroende på om de säljs utan eller med ”kruka”. De senare är ofta att föredra eftersom de brukar klara en torrperiod efter plantering bättre, men har man möjlighet till tillsyn och bevattning är detta inget problem. När plantorna levereras gäller det att få dem i marken så fort som möjligt.
- Även om plantskolan har rätt träd eller buske är det inte säkert att de är av lokal proveniens (sort). Ibland kan det till och med vara utländska sorter som saluförs – med medföljande parasiter och sjukdomar.
- Först ska man kontrollera kvaliteten på materialet. Det bör inte finnas skadade och torra rötter, krona med dubbeltopp, rotsnurr osv. Se till att före leverans ha grävt planteringshål. Börja med att röja en fläck så att plantan sätts i en ruta med bar jord. De första åren är det bra om man kan hålla efter gräs och ogräs som invaderar denna yta. Alternativt används rikligt med täckbark för att förhindra återväxt.
- Där möjlighet och tid finns kan man gräva upp små träd och buskar på annan plats och använda dem. Då är man säker på att få lokal proveniens. Optimalt ser man ut lämpliga plantor året innan och beskär deras rötter vintertid för att stimulera tillväxt av nya rötter. Lämpligen tar man kontakt med en plantskola eller en arborist inför detta arbete.
- De första åren är risken för betning från hare, älg och rådjur stor. I speciellt värdefulla objekt kan det därför vara nödvändigt att skydda plantorna med växtrör eller plastspiraler. Alternativt räknar man med att återkomma med plantering i jämna intervall de första åren. Under torrperioder bör plantorna inspekteras de första tre-fyra åren.
- Tänk på att skapa naturliga dungar och inga räta led av plantor. Skapa inga abrupta häckar eller trädridåer eftersom de kan blåsa omkull. Gör istället gradvisa övergångar från låga till höga växter.
- Det tredje steget (3) är att anlägga mindre våtmarker på lämpliga ställen inom kantzoner mot vattendragen (kapitel 13).

17. Flöden – ekoflöden

17.1 Introduktion

Tillgång till vatten är ett av samhällets allra viktigaste fundament. Nyttjandet av vatten som livsmedel, för bevattning, transporter, recipient och som kraftkälla har gjort att vattenflödet och dess kvalitet påverkats genom århundraden. För kraftutvinning behöver vattnet ofta magasineras. Först var fördämningarna små och alltjämt finns ofta de många små dammarna kvar.

I Södra Sverige blev ofta de stora sjöarna gigantiska regleringsmagasin. När man reglerar Vänern inom gällande miljödom så kan man under året laborera med fyra gånger Hjälmarens vattenvolym. Hjälmaren, Sveriges fjärde största sjö till ytan, har också en miljödom, men har vissa år reglerats så att gällande nedre dämningensgräns underskridits (Figur 88).



Figur 88. Mjuka bottenar som blottlagts i Hjälmaren hösten 2020 efter att nedre dämningensgräns underskridits. Vadarfåglarna som brukar uppehålla sig i strandlinjen är nu på långt avstånd och området är fullt med skal av döda spetsiga målarmusslor (*Unio tumidus*). Foto: Erik Degerman.

I Norrland byggdes under senare hälften av 1900-talet gigantiska reglerings- och kraftverksmagasin. Suorvadammen i Luleälven anlades vid Lilla Sjöfallet och har en tillåten regleringsamplitud på 30 meter. Idag finns cirka 2100 vattenkraftverk och över 10 000 dammar i Sverige, som en följd har vattenflödena förändrats radikalt.

Vattenflödet kan karakteriseras av fem faktorer:

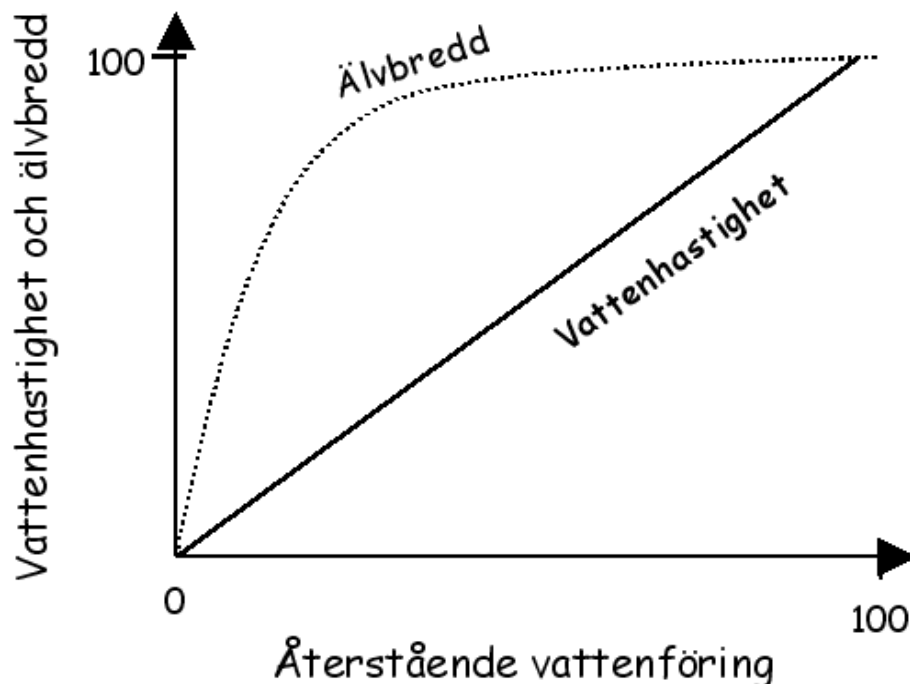
- flödesmängd (mängd och nivåer)
- frekvens av olika flöden (frekvens)
- varaktighet av olika flöden (varaktighet)

- tidpunkt för olika flöden (tidpunkt)
- förändringstakt vid flödesförändringar (förändringstakt).

Dessa faktorer kan sägas beskriva **flödesregimen**.

Under de senaste 25 åren har vetenskapen samlat allt fler bevis för att ett vattendrags naturliga flödesregim, mönstret med höga och låga flöden över året och mellan år, har avgörande betydelse för ett vattendrags ekologiska status (ex Poff m fl 1997, Saltveit m fl 2006). Den ”naturliga flödesparadigmen” säger att hela skalan av inom- och mellanårsvariation i hydrologiska regimen, med associerade egenskaper som varaktighet, tidpunkt, frekvens och förändringshastighet i flödet, är kritiska för att vidmakthålla den fulla naturliga biologiska mångfalden (Gorbunov 2001). Vissa flöden får fisk att starta vandringar och lek (Winstone m fl 1985, Cowx & Welcomme 1998, Slavik & Bartos 2004), andra flödesmönster ger stimuli för viktiga faser i insekters liv, rekrytering av strandvegetation, transport av sediment och erosion.

Den vattentäckta ytan och vattenhastigheten är korrelerade med flödesmängden (Figur 89). Därmed är flödesmängden också proportionell till produktionen av fisk och smådjur i strömmande vatten eftersom produktionen är begränsad per ytenhet. I ett flertal kustvattendrag förekommer extremt låg vattenföring på grund av förändringarna i landskapet. Låg vattenföring ger liten areal av strömhabitat och begränsad transport av så kallad driftfauna (små bottendjur som förs med strömmen), vilket minskar tillväxten hos laxfisk (Harvey m fl 2006). Beståndstätheten av lax och öring i vattendrag på svenska västkusten är därför direkt korrelerad till lågvattenföringen sommartid (Degerman m fl 1997) och norska långtidsstudier visar att den lägsta vattenföringen både vinter och sommar begränsar laxproduktionen (Hvidsten m fl 2015).



Figur 89. Teoretiskt samband mellan vattenföring (från 0–100% av naturligt flöde) och medelvattenhastighet respektive vattendragets bredd. Figur: Ingemar Näslund.

Genom extrema högflöden sker en föryngring och vitalisering av flora och fauna. Trots att fiskar tillfälligt kan föras bort av vattenflödet, har man noterat 5–10% ökning av fisktäthet och biomassa snart efter sådana flöden i europeiska floder (Lusk m fl 2004). Det kan nämnas att utvandrande ungar av laxfisk, så kallade smolt, ofta vandrar vid högflödesperioder, troligen för att snabbare komma till havet (eller stora sjöar) och därmed minska risken att bli uppäten på vägen. I vattensystem där dessa högflöden hålls inne, eller kommer vid andra tidpunkter, har smoltutvandringen försvårats.

Högflöden vitaliserar också strandzonen, en naturlig störning som gynnar speciella och ofta hotade växtarter. Arter som mandelpil, daggvide (Figur 90) och klådris gynnas av sådana vattenståndsfluktuationer. Många arter av skalbaggar gynnas också av störningar i form av översvämningar. Bland dessa kan nämnas de rödlistade arterna strandsandjägare, älvstrandlöpare och älvängslöpare. Bjelke & Sundberg (2014) listar 275 rödlistade arter från sötvattenstränder, däribland många mossor (exempelvis *Scapania*-arter), lavar och svampar.



Figur 90. Daggvide från Klarälvens strand. Foto: Erik Degerman.

Det går således inte att ändra flödesregimen utan att ekosystemet förändras. Om flödet begränsas i kvantitet, till exempel vid minimitappning, minskar proportionellt mängden habitat, speciellt strömhabitat, dessutom kommer de hydromorfologiska förutsättningarna nedströms att förändras. Ett minskat vattenflöde innebär en snabbare uppvärmning eller avkylning, med andra ord ökar temperatursvängningarna som en ren volymeffekt – en liten volym kyls/värms fortare. Vidare ökar känsligheten för andra störningar som får större effekt vid reducerade flöden, som tillflöden av surt vatten eller punktvis tillförsel av sediment eller avlopp. Dessa förändringar kommer att få så kallade kaskadeffekter, det vill säga att en enskild förändring får stora kumulativa konsekvenser genom dess påverkan på olika processer och arter. Onaturliga flöden vintertid kan leda till att kravis (avsnitt 3.2)

och isproppar bildas i större utsträckning än i oreglerade vattendrag. Detta leder till skador för vatten- och strandorganismer.

Vid så kallad **korttidsreglering** (eng. hydropeaking) sker förändring av vattenflödet från en timme till en annan (ramping rate). Korttidsreglering kan förekomma både vid små- och storskalig vattenkraft och påverkar nedströms vattendrag genom snabba och återkommande onaturliga variationer i vattenflödet. För att optimera energiutvinningen och värdet av vattnet så magasineras det. Många mindre kraftverk har i princip bara genomströmningsmagasin med liten möjlighet att förändra vattenföringen, annat än under lågflödesperioder. De har ganska liten vattenmagasinerande effekt utan har istället främst byggts för att öka fallhöjden. Just under lågvattenperioder kan de dock tillfälligt magasinera tillrinningen och sedan köra kraftverket en kort tid, för att därpå åter magasinera och vid lämpligt tillfälle köra kraftverket, så kallad ”spolkörning” (Figur 91). I de större älvarna, med större möjligheter att magasinera vatten, är korttidsreglering vanlig, en anpassning till nödvändigheten att upprätthålla effekten i elnätet, men också en anpassning till det då rådande elpriset – ner på timnivå. De negativa effekterna ackumuleras nedströms i många vattensystem där multipla dammar finns (Jansson m fl 2000a). Olika tappningstillfällen i vattensystem med olika ägare till kraftverk och regleringsdammar skapar en oerhört komplex och onaturlig flödesregim.



Figur 91. Även i riktigt små åar kan flödet ibland stängas av för att samla vatten så att kraftverk uppströms går att driva, så kallad spolkörning eller intermittent körning. Foto: Erik Degerman.

Organismerna i vattnet nedströms kraftverken måste på så vis utstå snabba förändringar där ett kraftigt flöde kan övergå till en knappt märkbar vattenrörelse på en kort stund, en livsmiljö där risken att stranda och torka ut (drabbas speciellt laxfiskars lekgropar) är lika överhängande som att falla offer för rovfisk, spolats bort och driva nedströms. Vid vissa verk släpps emellanåt inget vatten alls, så kallad **nolltappning**, med stora negativa konsekvenser för strömfaunan nedströms kraftverket (Saltveit m fl 2006).

Korttidsregleringen kan karakteriseras i tid och mängd. I tid genom att ange tid som vattnet är påsläppt, hur ofta vattnet släpps på, hur långa perioderna är med lägsta flödet. I mängd vill man veta max-, max- och medelflöden. När det gäller flödet och vattennivåer vill man också veta hur snabbt de ändras.

Nedströms kraftverk med omfattande reglering eroderas finkornigt material bort, bottenarna formligen skakas av vattenströmmen och till slut samlas grövre fraktioner ovanför finare som hamnar nere i botten. En **stenpäls** (oftast av så kallade ”kattskallar”, dvs sten av en viss dimension) har bildats. Detta innebär i regel att lämpliga fraktioner för lek och romläggning av fiskar begravs under grövre fraktioner och laxfiskar förmår inte nytta områdena längre för reproduktion. Utbyte mellan älven och interstitialvattnet i den hyporheiska zonen (avsnitt 1.6) försvåras och därmed påverkas även vattenkemin i älven (Siergieiev 2013).

Vattenståndsvariationen i sjöar och vattenmagasin har också betydelse för strandvegetationens utbredning och sammansättning, beroende på olika växtarters tolerans på översvämning (Catford & Jansson 2014). I de extremt stora flerårsmagasinen i de stora norrlandsälvarna kan amplituderna vara enorma och strandlinjen kan vara en eroderad zon på tiotals höjdmeter (Figur 92). Quennerstedt (1958) beskrev hur växters djuputbredning minskade i reglerade vatten och exemplifierade med braxengräs (*Isoetes lacustris*) som har en normal djuputbredning till 3 m i näringsfattiga, klara sjöar i Norrlands inland.



Figur 92. Stora Blåsjön, Jämtland, regleras kraftig för kraftproduktion. Stränderna eroderas av våg- och ispåverkan vid olika vattenstånd. Bild från början av juni 2020. Den utarmade strandzonen leder till en oligotrofieringsprocess (minskade närsaltnivåer) och till slut minskar fiskproduktionen (Milbrink m fl 2011). Foto: Erik Degerman.

Ekoflöden är det flödesmönster, –kvantitet och vattennivåer som krävs för att vidmakthålla en godtagbar ekologisk status och ekosystemtjänster i rinnande vatten och sjöar. Det är samhällets avvägning mellan de krav som finns för att tillförsäkra god ekologisk status i vatten och samtidigt gynna andra intressen (Renöfält & Nilsson 2005, Renöfält & Ahonen 2013). Det innebär att vattenkraftutnyttjande och bevattningsuttag ofta kan fortgå, men att de måste ge utrymme för det naturliga vattenlivet och –dynamiken. Ekoflöden (vilket också kan sägas vara miljöanpassade flöden vid exploatering; ekologisk reglering (Widén m fl 2017)) är därmed den nödvändiga nivån av flöden som krävs för ursprungliga och livskraftiga populationer, en avvägning mellan flera intressen där ingen får allt, men alla så mycket att de klarar sig långsiktigt. En mer ingående sammanställning om ekoflöden finns i Renöfält & Ahonen (2013), som rekommenderas liksom Widén m fl (2021b). Rapporten ”Ekologisk reglering” från forskningsprojektet Priokliv beskriver en metodik för att identifiera flödespåverkande åtgärder samt beräkna miljönyttan och kostnader för vattenkraft med dessa (Widén m fl 2017). Trots att ekoflöden varit ”på tapeten” i många år har relativt få sådana koncept införts i världen. Det är huvudsakligen i regioner med längre torrperioder som de införts, typiskt Australien och Sydafrika.

17.2 Antropogen påverkan

Minskningen av naturligt återkommande **högflöden** (Figur 93) innebär att de processer som vidmakthåller och förnygrar fåran och stranden minskar. Dessa högflöden sorterar om och förflyttar bottensubstrat samt vitaliserar svämplanet. Utan sådana flöden stabiliseras fåran, samtidigt som den sedimenterar igen och får mycket bottenvegetation, samtidigt som svämplanet växer igen. Många rödlistade växter är beroende av återkommande störningar av högvatten, till exempel klådris (*Myricaria germanica*) och jämtlandsmaskros (*Taraxacum crocodes*).



Figur 93. Vattenföring i Luleälven åren 2004–2019 (röd linje), jämfört med modellerad vattenföring utan reglering (blå linje) samma period. Extrema hög- och lågflöden har blivit ovanligare. Data SMHI Vattenweb.

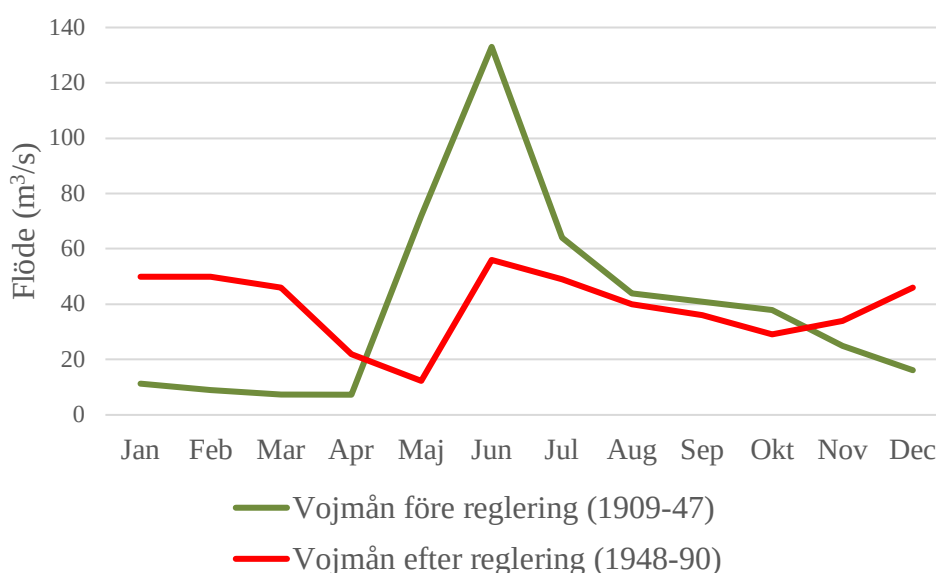
Förändringen sker också inom året eftersom **vårfloden hålls inne** och utjämnas över året, framför allt för att kunna användas under vintern då energibehovet är stort (Figur 92–94). Man brukar tala om ”vänd vattenföring” där det mesta vattnet rinner på vintern istället för under vår och sommar. Totalt får dessa förändringar av vattenflödet stora konsekvenser för vattendragets flora, fauna och geomorfologi (Saltveit m fl 2006).

En vattenreglering innebär inte bara att själva vattendraget förändrats, integrerat med vattendraget är dess strandzon som också påverkas starkt (Jansson m fl 2000a,b). Extrema högflöden som återkommer med 2–10 års intervall sätter gränsen för träd i strandzonen. Utan en naturlig hydrologisk regim kan den naturliga vegetationen i

strandzonen inte bevaras (Nilsson & Swedmark 2002, Johansson & Nilsson 2002, Renöfalt 2004). Reglerade vatten får en smal och ensartad strandzon.

Även i sjöar har vattennivåerna betydelse för strandvegetation och speciellt uttalad blir påverkan i älvmagasin som regleras intensivt. Dygnsamplituden kan vara 0,5 m, vilket skapar eroderade stränder utan vegetation (Renöfalt & Ahonen 2013, jämför Figur 92). Låga vattennivåer i sjöar på grund av vattenreglering är negativa för vattenväxter, rimligen för att de fryser fast i is och störs av isrörelser. I en studie i Finland, Norge och Sverige konstaterades att när vattennivåerna vintertid minskades med över 1,6 m så påverkades de känsligaste växtarterna (som exempelvis gul och vit näckros samt notblomster) negativt (Meljde m fl 2013).

Lågflöden sommartid bestämmer ofta utbredningen av akvatisk vegetation i vattendrag. Låg och utjämnad vattenförling utan extrema höglöden är troligen orsaken till att reglerade älvar har så mycket näckmossa, löktåg och ibland grönalger på bottenarna. Även i sjöar tycks en stabil vattennivå generera en låg artrikedom och ökat inslag av främmande arter (van Geest m fl 2005). Risken att främmande arter ska etableras anses öka generellt (Bunn & Arthington 2002).



Figur 94. Månadsmedelvattenförlingen i Vojmån, biflöde till Ångermanälven, innan reglering (perioden 1909–1947, blå linje) och efter reglering (1948–1990, röd linje). Den kraftiga vårlöden är borta och vattensystemet växer och sedimenterar igen. Data SMHI.

Låg vattennivå i magasin och sjöar innebär också konsekvenser för arter som behöver tillgång till tillflöden. Sänkta regleringsmagasin kan innebära att tillflöden blir omöjliga att vandra upp till, vilket negativt påverkar reproduktion av arter som öring, harr, id, färna, vimma, gädda samt mört och abborre.

Vattenförlingsdata insamlade på timbasis från sju kraftverk i Ångermanälven visade att det i medeltal var nolltappning 105 dagar om året vid sju undersökta kraftverk (Renöfalt & Ahonen 2013). På samma sätt visade data från 19 kraftverk i Umeälven att nolltappning förelåg 9% till 55% av tiden vid respektive kraftverk under ett normalår (Widén m fl 2021a).

Få svenska studier av korttidsreglering finns redovisade. Ett forskningsprojekt vid Umeå Universitet (Ekopeaking) har dock startat under 2020 för att sammanfatta effekterna av korttidsreglering och föreslå möjliga gränser/nivåer. Det finns dock många internationella, vetenskapliga studier av effekten av korttidsreglering (Tuor m fl 2015, Judes m fl 2020). Påverkan sker på hela den fysiska miljön (flöden, temperatur, sedimenttransport, vattentäckt yta, vattenhastighet) och flora och fauna, vilket sammanfattats i en norsk forskningsrapport (Charmansson & Zinke 2011) och österrikisk rapport (Greimel m fl 2018). En genomgång av litteraturen kring korttidsreglering och strandzonens växter visar att de flesta arter kommer att minska radikalt (Bejarano m fl 2017).

Bottendjursfaunan reduceras i takt med ökad korttidsreglering (Raddum m fl 2006). Fiskar riskerar att ibland stranda (Halleraker m fl 2007) och ibland spolats bort. Extrema högflöden kan bestämma en fiskpopulations årsklasstyrka genom att helt enkelt spola bort ungar (Britton m fl 2004). Lämpliga habitat växlar ständigt och fiskarna får lägga mycket energi på habitatbyten (Scruton m fl 2003) och mindre fisk blir då lätt offer för predatorer (Kraft 1972). I denna miljö brukar endast ett fåtal arter av så kallade generalister överleva. De specialister som lever i den grundaste strandzonen, till exempel ungar av laxfiskar, brukar missgynnas på grund av de skiftande vattennivåerna och flödena (Bain m fl 1988, Jones 2011). De strömlevande fiskarterna ersätts av arter som lever i lugnvatten, typiskt generalister som abborre, mört och gädda (Judes m fl 2020). Studier i några län i Bergslagen visade ökande påverkan på fiskfaunan i vattendrag från oreglerade vatten till reglerade vatten och slutligen vatten med korttidsreglering och nolltappning (Rådén & Henriksson 2011, Degerman m fl 2013). Även kräftor påverkades negativt vid ökad regleringspåverkan. I de flesta av de elfiskade sträckorna dominerade arter som trivs bäst i stilla och långsamt flytande vatten medan arter som trivs i strömmande vatten saknades.

17.3 Målbilder

En målbild vore givetvis att en fåra ska ha sitt fulla naturliga flöde med alla dess aspekter och att sjöar och vattenmagasin ska ha flöden och nivåer som efterliknar naturliga förhållanden. Inte bara flödet är väsentligt utan även vattennivåer och en naturlig rytm.

Här har vi dock begränsat oss till vad som är möjligt i vattensystem som nyttjas för kraftproduktion där denna produktion bedömts som samhällsviktig. Konsekvenserna för den biologiska mångfalden har förr oftast inte beaktats vid en sådan bedömning eller i många av de vattendomar och miljödömmar som finns. Studier har dock visat att ekoflöden som siktar på att undvika nolltappning genom att införa en minimitappning på MLQ går att uppnå med små förluster, 0,5% i kraftproduktion, och stora vinster i strömhabitat (Widén m fl 2021a).



Figur 95. Den oreglerade Torneälven vid Kukkolaforseen, ett område med ett rikt fiske efter lax, öring, sik och flodnejonöga. I och med att Torneälven utgör gränsälv mellan Finland och Sverige har den inte dämmts. Dessutom är både Kalix och Torne älv relativt flacka, vilket innebar att andra vatten prioriterats för utbyggnaden. Foto: Erik Degerman.

Målbilden är ett kvalitativt fungerande ekosystem med alla dess aspekter, om än inte i full utsträckning med avseende på biologisk produktion – men med alla arter på plats. Detta innebär att målbilden inte bara handlar om ett minimibehov av vatten, utan också många andra av de komponenter som behövs för ett fungerande ekosystem.

I målbilden finns ingen plats för nolltappning och bara en strikt kontrollerad korttidsreglering enbart vid de kraftverk som behövs för att behålla effekten i kraftnätet. Befintliga strömsträckor ska ha strömmande vatten hela tiden med ett flöde motsvarande MLQ i mindre vattendrag och torrfårar samt fiskvägar ska ha en tillförsäkrad vattenföring. Flödet får inte ändras snabbare än vad det gör i ett oreglerat vattendrag. Det lägsta vattendjupet som krävs i en markerad fåra än minst 2,5 gånger fiskars höjd (se avsnitt 20.5). Därmed hålls naturliga strömhabitat öppna även under sträng vinter till nytta för till exempel utter (Figur 96).



Figur 96. Uttern kräver öppna strömhabitat vintertid och där ska finnas fisk. Uttern beräknas äta kring 1 kg fisk om dagen. Foto: Kent Moén.

Vattenstånd i sjöar och vattenmagasin ska ha en naturlig årsrytm och reglering ska inte orsaka utarmning av strandzon. Högflöden motsvarande en vårflood ska återkomma åtminstone vart 3:e-5:e år för att vidmakthålla fåror och revitalisera stränder och svämmiljöer (Renöfält & Ahonen 2013).

Målbilderna behöver inte bara vara baserade på flödeskaraktistik utan kan också baseras på många arter i vattnet och på stranden som beror av en naturlig rytm och mängd/nivå vatten. När övervakning sker via flödeskaraktistiska krävs en upplösning på data på timnivå.

17.4 Evidensbaserade erfarenheter

Situationen i Sverige var länge att ingen utveckling och forskning om miljöanpassade flöden skett (Svensson 2004). Först de senaste åren har modelleringsstudier kommit igång (Widén m fl 2021b). Internationellt finns lovande försök med modellering av strandvegetationens respons på olika flödeskomponenter, något som dock visat sig vara mycket komplext (Vesipa m fl 2017). En längre studie i Putah Creek, Kalifornien, USA, visade att återinförda naturliga flöden medförde att de naturliga, inhemska arterna återtog sin utbredning när mer strömhabitat åstadkoms. Samtidigt minskade utbredningen av främmande arter (Kiernan m fl 2000).

De svenska modelleringsstudierna hittills kan inte direkt sägas vara evidensbaserade eftersom de inte testats i praktiken, men i och med att man arbetat ihop med kraftindustrin, med en helhetssyn och utifrån vetenskapliga principer finns det mycket som talar för att det skulle vara möjligt att åstadkomma stora positiva förändringar för de stora älvekosystemen i Sverige, med små produktionsförluster. Den modelleringsstudie som genomfördes i Umeälven visade att nolltappning helt kunde undvikas bara genom att införa enkla regler för ekoflöden, i detta fall främst stopp för nolltappning. Därigenom skulle 240 ha strömmande habitat återskapas.

Med habitatrestaurering skulle över 100 ha ytterligare strömhabitat kunna åstadkommas till en kostnad av endast 0,5% av nuvarande kraftproduktion (Widén m fl 2021a). Med tanke på att klimatscenarios förutsäger ökade medelflöden (MQ) med flera procent i framtiden är således kostnaden för vattenkraftsproducenterna marginell, snarast försumbar.

I Norge har man successivt anpassat och närmast optimerat flödesnivåer och därmed vattenhastigheter för laxproduktion i några större älvar med hjälp av hydrologiska modeller och habitatsimuleringar (Bakken m fl 2016, Alfredsen m fl 2012). Arbetet fortsätter framgångsrikt, och man tar hänsyn även till vattenregleringens effekter på temperaturförhållanden (Halleraker m fl 2007). I och med att lax kan vara en paraplyart (avsnitt 7.6) för många av strömhabitatets arter, såväl fiskar och bottendjur, bör goda effekter nås även generellt på biologisk mångfald.

I sjöar har man visat att återskapande av naturliga vattenståndsvariationer ökar artrikedomen hos vattenvegetation (van Geest m fl 2005).

Få studier verkar dock ge direkta bevis för att avslutad eller minskad korttidsreglering har avsedd effekt, även om det mesta talar för det. Här är det helt enkelt så att några restaureringsåtgärder inte kommer, eller ännu kommit, till stånd. Vad som däremot testats är att så möjligt fysiskt restaurera älvsträckor för att därigenom minska de negativa effekterna på fiskfaunan, vilket en finsk studie på harr visar (Vehanen m fl 2003). Detta med att restaurera en komponent i ekosystemet kan vara viktigt för att motverka stress av annan påverkan har också visats i svenska studier (Göthe m fl 2019, Donadi m fl 2021).

17.5 Grundläggande principer

Den bästa och mest tillgängliga sammanställningen av effekter av korttidsreglering och möjliga motåtgärder är publicerad av det norska forskningsinstitutet NINA (Bakken m fl 2016). Utvärderingar vid forskningsprojektet Priokliv vid Umeå Universitet visar att införande av ekoflöden, eller åtminstone flödesanpassningar bör vara den första åtgärden i större restaureringsprojekt, innan åtgärder som habitatrestaurering och återintroduktion av arter (Jansson m fl 2017).

Att bedöma vilka flöden som krävs har oftast utgått från **olika andelar av medelvattenföringen** (MQ). I miljöbalken anges att upp till 5% av produktionsvärdet (ofta lika med 5% av medelvattenföringen) kan vara ett riktvärde för det minimiflöde som exploatörer måste släppa för biologiska värden. Nivån 5% har ingen biologisk förankring. En mer rimlig nivå hade varit lägst medellågvattenföringen (MLQ). Den är i medeltal för svenska kraftverk 11 % av MQ (Kling 2015), men kan vara inemot 20% i de stora älvarna. Det senare får anses höga nivåer med tanke på den vattenmängd det innebär.

Renöfält och Ahonen (2013) redovisar nivåer på införda minimitappningar i några länder, i England i medeltal på 16% av MQ, i Spanien 10%, i Norge oftast 6–12% och i Portugal 2,5–5%. De svenska nivåerna, ofta som mest upp till 5%, är således att betrakta som låga i ett europeiskt perspektiv. Detta belyses också av den klassiska modellen för att bedöma nödvändigt minimiflöde som kallas ”Montana-metoden” (Tennant 1976). Den har utvecklats för amerikanska mellanvästern och baseras på

skattningar från ett flertal system. I princip konstaterades att vid 60–100% av medelvattenföringen (MQ) sommartid var systemet i utmärkt status. Vid 40% av MQ ansågs statusen vara god och vid 30% måttlig ("fair"). Nivån 40% för god status har verifierats för kanadensiska laxälvar, där man också noterat att behovet av en god lågvattenföring vintertid är lika viktig som en god sommarlågwaterföring (Scruton & Ledrew 1997).

Sådana fasta riktvärden tar dock ingen hänsyn till den variabilitet som krävs i flödet. Att ta hänsyn till kravet på variationer i flödet har utvecklats vidare i olika **hydrologiska modeller**. I RVA-modellen (Range of VAriability; Richter m fl 1997) arbetar man ofta med flödesdata från opåverkade sträckor för att bedöma behovet av naturlig variation i flödet. Hill m fl (1991) har studerat flödesregimerna i Salmon River, Idaho, USA. De kom fram till vid jämförelse med naturliga förhållanden att det reglerade flödet inte fick förändras med mer än 10% mellan två dagar. En ofta använd hydrologisk modell är DHRAM (Dundee Hydrological Regime Assessment Method) som är anpassad till Ramdirektivet för vatten (Black m fl 2005). Man jämför det reglerade tillståndet med modellerade flöden i det opåverkade systemet (sådana finns att tillgå via SMHI:s Vattenwebb). Avvikelsen från referenstillståndet uttrycks i fem klasser och ger därmed underlag för åtgärder. Nackdelen är att växt- och djurliv inte beaktas direkt utan enbart flödet, vilket i sin tur inte bedöms på timnivå.

Habitatsimuleringsmodeller baseras på att ett antal nyckelarters behov av flöden (och därmed vattenhastighet, djup och olika processer) får bestämma vilket flöde och flödesvariation som krävs. Ofta har dessa nyckelarter varit laxfiskar. Instream flow incremental methodology (IFIM) utvecklades på 1970-talet för laxfiskars behov (exempelvis Stalnaker 1979). Tyvärr har man sällan tagit hänsyn till de flöden som krävs för att vitalisera fåran, eller ens vad som krävs för att laxfiskar ska kunna genomföra hela sin livscykel, till exempel för att initiera uppströms vandring och underlätta nedströms vandring. En del av IFIM, nämligen PHABSIM (PHysical HABitat SIMulation), har senare använts för att integrera effekten av flödet och tillgängligt habitat. Detaljerade fältundersökningar krävs för att kunna modellera och verkligen validera effekten av olika flöden på vattenhastigheter och djupförhållanden. Idealt erhålls för varje flöde en WUA (weighted usable area); ett mått på hur stor del av vattendraget som kan nyttjas av arten eller rent av storleken av fisk eller arten av stormussla (Gates m fl 2015). När det gäller den senare gruppen har man fokuserat på att identifiera perioder med temperaturstress, reproduktion och lågvattenföring så att dessa kan beaktas vid design av ekoflöden.

Ofta arbetar man med relativt korta segment, med en längd på cirka 20 gånger vattendragsbredden. PHABSIM är därmed mest tillämpligt för studier nedströms enskilda vattenregleringsställen, typ kraftverkskanaler och torrfåror. I och med att den naturliga flödesdynamiken inte vägs in är resultatet av begränsad användbarhet. PHABSIM är också platsspecifik och kostsam att ta fram. Dessutom tar den bara hänsyn till enskilda arter under korta perioder. En dynamisk modellering för flera arters och fårans behov överstiger vad våra modeller är kapabla till. Ansatser finns dock till att ta hänsyn till flödenas variabilitet.

Holistiska metoder har främst utvecklats i länder med vattenbrist, Sydafrika och Australien. Det är idé-baserade modeller som bygger på en avvägning mellan ekosystemets behov (främst ur hydromorfologisk och ekologisk aspekt) och samhällets behov, med den kloka insikten att båda dessa behov behöver jämkas för

en fungerande miljö vilken utgör basen för ett fungerande samhälle. Även här finns olika metodologier utvecklade. Oftast tillsätts en expertgrupp som representerar olika intressen, till exempel biologi, geomorfologi, hydrologi, vattenkraft. Denna diskuterar sedan fram en lämplig flödesdynamik. Ibland arbetar man uppifrån och drar successivt bort flöden för olika behov. Ibland arbetar man nedifrån, det vill säga från ett noll-läge och lägger efterhand till de flöden som anses krävas för olika behov och processer. I "building block methodology" (King & Louw 1998) arbetar man med fem delar, byggstenar:

- Först fastställs ett nödvändigt minimiflöde för det akvatiska livet,
- därefter vad som krävs för att geomorfologiskt vidmakthålla vattenfåran,
- som en tredje byggsten bestäms vad som krävs för att upprätthålla olika habitat,
- och slutligen vad som krävs för migration av fisk (till exempel ett visst flöde respektive vattendjup).
- Allt ska sedan vägas mot samhällets övriga behov.

Det ovan sagda hänför sig till hela flödesregimen. Det finns också metoder för att anpassa enbart korttidsreglering för att säkerställa biologisk mångfald och ekosystemtjänster (Bruder m fl 2016).

En mycket lovande metod för att ta fram ekologisk reglering för ett helt vattensystem har utvecklats för Umeälven (**Umeälvsmetoden**; Widén m fl 2016, 2017, 2021a,b). Det kan sägas vara en hydrologisk modell, men med en holistisk approach i och med de miljövillkor som ställs. Den baseras på detaljerad information om flöden på timnivå, nuvarande reglering, gällande miljötillstånd (ofta i vattendom) och olika kraftverks operativa nivåer (minsta, Q_{min} , respektive högsta flöde, Q_{max} , genom turbiner) samt kraftverkets verkningsgrad. Ovanpå detta läggs lämpliga miljövillkor och sedan används avancerad programvara för att optimera flöden för miljönytta utan stora energiförluster. Det primära miljövillkor som använts har varit att undvika nolltappning, men i olika scenarion har allt mer restriktioner lagts på nuvarande reglering för att ge miljövinster. Som nämnts ovan skulle enbart miljövillkoret att undvika nolltappning återskapa över 200 ha av strömhabitat (ett bristhabitat) till en kostnad av endast 0,5% av nuvarande kraftproduktion i Umeälven (Widén m fl 2021a). En analys av ett helt avrinningsområde på detta sätt kräver en mängd underlagsuppgifter och ett strukturerat angreppssätt (se mer i Widén m fl 2017).

Vad bör beaktas inom befintliga ramar?

- Tillförsäkra att flödet (i hela vattensystemet) är kontinuerligt, det vill säga att alla strömsträckor har strömmande vatten året runt och att nolltappning aldrig får förekomma (Widén m fl 2017, 2021a).
- Införande av minimitappning av vatten till torrfåror (avsnitt 18) genom att allt överskotts-(spill)vatten styrs dit. Ibland är dessa de enda återstående strömhabitaten i utbyggda system. I många fall blir detta isolerade strömhabitat i en lång radda av regleringsmagasin, men i många vattensystem skulle stora naturvärden återskapas.
- För fiskvägar vid dammar och kraftverk finns det ofta skäl till att särskilt anpassa vattenhushållningen för att vandringen ska kunna fungera. Ha som villkor att "vatten som inte kraftverket förmår sluka" (spill- eller överskottsvatten) i första hand ska släppas i torrfåra och i fiskväg.

- Det finns miniminivåer på erforderlig vattenföring för att fiskvägen ska vara passerbar. Ytterligare vatten krävs för att den ska vara attraherande (avsnitt 20).
Andra åtgärder vid fiskvägar kan vara:
 - Exempelvis kan det i en miljödom finnas villkor om att kraftverket måste stängas av helt under några dygn och allt vatten släppas genom dammen eller fiskvägen (så kallad klunkning). Detta behövs ofta om fiskvägarna har få litet flöde eller är felplacerade så att fisk inte hittar dit.
 - Under våren (smolt av laxfisk) eller hösten (utvandrande blankål) kan det vara nödvändigt att stänga av kraftverket och släppa vattnet genom dammen istället. Då hamnar inte utvandrande fisk i turbinerna.
- Förändring av befintlig minimitappning genom omprövning eller frivilliga överenskommelser och avtal. En regel för minimitappningen nedom vattenmagasin och kraftverk kan förslagsvis vara:
 - lågvattenföringen, sommar och vinter, får aldrig påverkas så att den understiger medellågvattenföring (MLQ). I vattendrag med flöden under $1 \text{ m}^3/\text{s}$ bör dock miniminivån över året vara minst 80% av MQ. I större vattendrag krävs i regel mindre än MLQ.
 - för laxfiskvatten eller andra värdefulla vatten krävs minst 30%-40% av årsmedelvattenföringen som lågvattenföring (sommar som vinter), till dess det blir så stora flödesmängder krävs att det blir orimligt i de större älvarna,
 - det reglerade flödet får inte förändras med mer än 10% mellan två dagar,
 - Mer detaljerade flödeskriterier för just lax i Norge under året finns publicerade (Forseth & Harby (red.), 2013) och bör kunna appliceras på svenska förhållanden med justeringar av datum för olika flöden.
- I mindre vattendrag med minikraftverk bör kravet vara att ingen eller ringa korttidsvariation i flödet erhålls. Detta kan till exempel erhållas om intermittant körning inte tillåts där flödet är tillräckligt för att medge kontinuerlig drift.
- Dessutom bör anordningar finnas som minskar risk för driftstopp, till exempel galler eller länsar uppströms samt rörliga skovlar på turbiner. Återigen torde detta kräva omprövning eller frivilliga överenskommelser.
- Förekommer korttidsreglering så finns ett antal möjliga åtgärder för att mildra effekter på framför allt fisk (Bakken m fl 2016), exempelvis:
 - nolltappning får inte förekomma,
 - vattennivåer får inte ändras snabbare än 10 cm per timme (Halleraker m fl 2007), extra hänsyn bör tas vid långgrunda stränder,
 - korttidsreglering får inte ske eller minskas i amplitud känsliga perioder, till exempel vintertid när is kan ställa till problem,
 - en ökad minimivattenföring minskar effekten av korttidsreglering,
 - anlägga sidofårar som blir mindre känsliga för flödesvariationer,

- utföra biotopvård i kraftverkskanalens kanter/stränder för att skapa terrasser (Ekohyllor) som inte påverkar kraftproduktionen (Widén m fl 2015, 2021a).
- Normal vårflood bör tillåtas minst vart 3:e-5:e år för att vidmakthålla fåror och revitalisera stränder (Renöfalt & Ahonen 2013).
- I sjöar och vattenmagasin ska strävan också vara att efterlikna naturliga förhållanden vad avser flöden och vattennivåer (Figur 97). Fördelen med att delar av året hålla låga vattennivåer är att vissa arter som inte är utpräglade vattenväxter får chans att tillväxa (Jansson m fl 2017).

	Senvinter	Vår	Försommar	Sommar	Höst	Vinter
Dämningsgräns						
Sänkningsgräns						

Figur 97. Schematisk åskådliggörande av en årstidsanpassad vattenreglering i sjöar och magasin inom dämningsgränser. Blått indikerar rekommenderad vattennivå. Faktabakgrund; Roland Jansson, Umeå Universitet.

- Se över dämningsgränserna i sjöar och magasin så att inte alltför stor amplitud i reglering möjliggörs. Om den övre nivån sänks så innebär det också att mer fallhöjd (mer strömsträcka) finns kvar i systemet uppströms dammen.
- Vattennivåerna i sjöar får inte underskrida medelvattennivån med mer än 1,6 m, helst mindre.
- Vattenståndsvariationer får inte vara snabba, men då vattennivåfluktuationer över dygnet handlar om centimeter i de stora flerårsmagasinen är detta vanligen inget problem. Dock kan det vara ett problem vid små kraftverk och älvmagasin där amplituden kan vara decimeter-meter under dygnet.
- I framför allt södra Sverige regleras många naturliga sjöar i avrinningsområdet för att försörja ett vattenkraftverk med flöde. Dessa flödesvariationer är inte på timnivå och ofta inom fastställda gränser, men kan ändå vara för stora för häckande fågel (Figur 98).



Figur 98. Storlom är en art som lätt störs av närgånget båtliv, och reglering av sjöar som gör att deras bon dränks respektive hamnar för långt upp på land. Foto: Ingemar Näslund.

- En metod under utprovning av forskare vid Umeå Universitet för att minska ispåverkan på stränder i magasin med korttidsreglering är att placera ut stenblock strandnära (Figur 99). Stenblocken ska skapa fästpunkter för isen, så att den stabiliseras och inte rycks loss vid olika flödes- och vattenståndsväxlingar (Widen m fl 2016, Jansson m fl 2017).



Figur 99. Utläggning av en skyddande ridå av stora stenar vid Granö, Umeälven. En metod som testas av forskare vid Umeå Universitet är att skydda finkorniga sediment utmed stränder från effekter av korttidsreglering i den kraftigt utbyggda Umeälven. Foto: Erik Degerman.

- Slutligen kan man tillämpa att avskärma strandmiljöer genom att skapa refuger, små isolerade habitat som håller vatten även när vattennivån är låg (Figur 100).



Figur 100. En liten avsnörd "refugedamm", eller "damm i damm" som det också kallas, har skapats i Kilforsen, Fjällsjöälven. Från vänster kommer ett surdråg ned och försörjer den lilla dammen med nytt vatten. Tillsammans med dämmet ut mot regleringsmagasinet gör detta att det håller vatten även vid låga vattennivåer. Från Strömberg m fl 2018. Foto: Erik Degerman.

18. Flöden - torrfåror

18.1 Introduktion

Vattenkraftutnyttjandet har i många områden inneburit att delar av den naturliga vattendragsfåran torrlagts, oftast därför att vattnet letts undan till ett kraftverk, ibland till och avletts till ett annat vattendrag. När den naturliga fåran på detta sätt berövats vatten kallas den fortsättningsvis **torrfåra**, även om det ibland kan finnas vatten kvar. Skattningar från forskningsprojektet Ekospill visar att det finns cirka 970 torrfåror längre än 30 meter i Sverige. Deras samlade längd är nästan 130 mil.

Det vatten som däms vid dammen uppströms, leds bort från vattendragsfåran via tuber, tunnlar eller kanaler in i kraftverksturbinerna för att sedan återföras längre nedströms. Ibland leds vattnet bort från vattendraget till någon annan fåra, vilket sker till exempel i Juktån. Torrfåror fungerar vanligen som spillfåror, det vill säga tappning kan ske vid högflöden när flödet till kraftverket överstiger turbinernas kapacitet (kapacitetsspill), men också när kraftverket ställs av vid reparationer. Idag kan man säga att det sker ganska lite spill i de stora älvarna eftersom man har så stora magasineringsmöjligheter och en samordnad tappning via de olika vattenregleringsföretagen.

Det vanligaste är att det saknas fastställd minimitappning till torrfåran från dammen uppströms. Det innebär att fåran oftast är torr eller har stillastående vattensamlingar (Figur 101). Den naturliga faunan är borta, eller har ersatts av arter som kan leva i stillastående vattensamlingar eller så är det rent av skog som växer där idag.



Figur 101. Torrfåra nedom Lasele kraftverk i Ångermanälven. Foto: Erik Degerman.

Det vatten som förekommer i torrfåran är således i regel kvarstående spillvatten från dammen, tillflöden från sidorna eller resultatet av frivillig eller villkorad minimitappning respektive läckage från dammen. Ett problem för organismer som

lever i dessa fåror är att livsmiljön snabbt kan förändras då större vattenmängder plötsligt behöver tappas (spill), vid exempelvis mycket nederbörd eller snösmältning.

Kraftverken lokaliseras vanligen till branta partier i vattendragen vilket gör att torrfårorna utgörs av gamla forsmiljöer. Sådana har blivit en brist i det svenska vattenlandskapet i och med att de ianspråktagits för kraftproduktion, rensats och dämpts bort (Malm Renöfält m fl 2015). Längre forssträckor i storälvar med en medelvattenföring över 150 m³/s som är opåverkade av reglering finns bara kvar i de fyra nationalälvarna. Naturliga forssträckor utmärks av hög energi i vattnet och god syresättning. Detta innebär att de är viktiga för nedbrytning av organiskt material och sammantaget står för en betydligt högre biologisk produktion jämfört med sjöar och sel. Strandvegetationen är generellt artrikare än i motsvarande selområden (Renöfält m fl 2007). Forsdimmor och en generellt hög luftfuktighet gynnar en specifik flora av lavar och mossor.

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

18.2 Antropogen påverkan

Av Sveriges torrfåror (över 30 m i längd) saknas minimitappning helt i 86%. Räkna man bort de som enbart har sommartappning saknas minimitappning året runt i 88% (data från projektet Ekospill).

Att det saknas akvatiska arter i fåror utan vatten är en självklarhet. I de fall vatten spills ibland och fåran sedan är torr eller en distinkt vattenström saknas uppstår samma påverkan på fisk och bottenjur som vid nolltappning (avsnitt 17). Studier inom forskningsprojektet Ekoliv (Sandin m fl 2017) visade tydligt att påverkan på fiskfaunan var större ju lägre flöde som rann i torrfåran (Göthe m fl 2019). Torrfåror i de norrländska älvarna har färre arter strandvegetation än den reglerade älven utanför torrfåran (Jansson m fl 2000).

Det har visat sig vid studier i Nordamerika att ett enda tillfälle när en vattenfåra är torrlagd kan påverka ekosystemet negativt i upp till 20 år, oberoende av vattendragets storlek (Sabo m fl 2010). Påverkan kan således vara mätbar länge efter en enda störning.

18.3 Målbilder

Målbilden för en torrfåra kan sättas på flera nivåer. Det kan röra sig om att återskapa den ursprungliga forsen, eller att få en så stor minimitappning att det naturliga ekosystemet kan finnas kvar långsiktigt (Figur 102), om än kanske med lägre produktion. Det är självklart att som lägsta ambition åtminstone få till ett minimiflöde som innebär att man kan forma ett mindre vattendrag inom den gamla åfåran.

I de fall en torråra i alla fall har en viss minimitappning, men huvuddelen av vattnet leds bort, kan ändå effekter av variationer i flödet på grund av vattenreglering påverka. Gullspångsälvens nedersta del har en sådan fastlagd minimitappning. Regleringen vid kraftverket uppströms, med högre flöden dagtid under vardagar, får dock effekt på flöden och vattenstånd. Detta trots att man byggt en damm som ska minska effekterna av flödesvariationerna i den gamla naturåran.

Som nämnts i inledningen kan en hotad population överleva i ett reducerat habitat om **kvalitén på detta habitat förbättras** (Fahrig 2001). Detta är alltså ett exempel på situationer när vi med restaureringsåtgärderna kan kompensera förlusten av strömhabitat genom att förbättra dess kvalitet.



Figur 102. Kyrkströmmen i Skinnskatteberg, Västmanland, är en torråra i Hedströmmen. Genom frivilligt åtagande av Mälarenergi släpps 300 l/s i den cirka 7 m breda fåran. Normalt medelflöde är 5 m³/s och MLQ är 0,9 m³/s. Flödet är således cirka 6% av MQ och 30% av MLQ. I fåran har flera åtgärder genomförts för att förbättra för fisk och stormusslor. Vy uppströms mot regleringsdammen. Foto: Erik Degerman.

Ofta är torråror gamla forsmiljöer och ju mer vatten det går i torråran desto bättre, speciellt för att återfå det fuktiga mikroklimatet (forsdimman) som gynnar lavar och mossor. Vattenhastigheten i en fors är ofta över 0,7 m/s, och uppåt. Detta gör vattnet turbulent och syrerikt. För att mäta måluppfyllelsen så väljer man lämpliga indikatorer och sätter referensvärden för dem, lämpligen arter som kräver strömhabitat eller kanske i många fall forsmiljö. Bjelke & Sundberg (2014) nämner ett antal lavar som gynnas av forsdimma; hårig skrovellav (*Lobaria hallii*), skrovellav (*Lobaria scrobiculata*), ringlav (*Evernia divericata*), jämtkantlav (*Lecanora retracta*), forskrimmerlav (*Rinodina endophragmia*), forspåskrislav (*Stereocaulon coniophyllum*) och lunglav (*Lobaria pulmonaria*).

Många mossor och lavar är också beroende av tillfälliga översvämningar av svämplanet och att död ved finns (kapitel 24).

Glöm inte de arter som behöver öppet, strömmande vatten vintertid. Regelbunden förekomst av strömstare (Figur 103) kan ju vara en del av målbilden.



Figur 103. Vid Skagerns utlopp har allt vatten tidigare letts in till Gullspångs kraftverk, förutom spill vid högflöden. Efter att en minimitappning infördes har den så kallade Gullspångsforsen blivit en viktig lokal för Vänerlax och -öring, samt vintertid för många strömstare. De festar på den stora rikedomen av nattsländelarver i sjöutloppet. Foto: Erik Degerman.

18.4 Evidensbaserade erfarenheter

Undersökningar som visar på effekter av att tillföra vatten i form av minimitappningar till fåror som tidigare varit helt eller delvis torrlagda vid vattenkraftproduktion är en bristvara (Malm Renöfält m fl 2015). Det finns ett antal studier som visat på positiva ekologiska effekter av att under en säsong tillfälligt tillföra vatten till torra sträckor med god respons hos sländlarver (Weisberg m fl 1990) respektive fisk (Eberle m fl 1993). En studie visar också på positiva effekter på strandvegetation av att permanent ha återfört vatten till torrlagda sträckor (White & Stromberg 2011).

Analys av fiskfaunan i 68 svenska torrfåror visade att fåror med en fastställd minimitappning hade högre antal fiskarter, mängd fiskar och bättre ekologisk status jämfört med fåror utan fastställd minimitappning men där det ändå fanns vatten i fåran (Sandin m fl 2017, Göthe m fl 2019). Laxfiskar gynnades relativt generalister som abborre, gädda och mört. Annan negativ påverkan, som undermålig kantzon, förstärkte dessutom den negativa effekten av avsaknad eller låg minimivattenföring. Detta innebär att en fastställd minimivattenföring bör åtföljas av kompletterande restaurering av vattendraget och dess kantzon för att ge mesta nytta (Göthe m fl

2019). Studien visade också en allt mer förbättrad status för strömfiskar, främst öring och simpör, när minimitappningen ökade upp till 15% av MQ. Det fanns inga tillgängliga data att tillgå från minimitappningar med högre andel av MQ i Sverige.

Rimligen fortsätter strömfiskfaunans status att förbättras med ökande andel av MQ. Att avgöra vad som är tillräckligt, det vill säga vilka nivåer som generellt ger en naturlig flora och fauna med långsiktigt bevarad biologisk mångfald och biologisk produktion, är mycket svårt. Det beror dels på platsen och dels på om man satsar på att återskapa de naturliga förhållandena, vilket är oerhört svårt, eller strävar efter en reducerad miljö av samma typ som dock ger en delvis naturlig biologisk mångfald men inte av samma areella omfattning och inte med riktigt alla arter eftersom vissa kräver den stora älven.

18.5 Grundläggande principer

Det är fundamentalt att få till stånd en fastställd minimitappning i fåran, året om och helst med inslag av en säsongsanpassning (kapitel 17). Idag kan vi ännu inte ange vilka nivåer för minimitappning som krävs för god ekologisk status eller motsvarande potential. **En regel för minimitappningen kan förslagsvis vara att vattenföringen, sommar och vinter, aldrig får påverkas så att den understiger naturlig medellågvattenföring (MLQ). För de stora älvarna (>100 m³/s i MQ) kan detta leda till släpp av stora vattenmängder vilket gör att man kan tänka sig att använda lägre nivåer, lämpligen 5% av MQ.** Ofta måste då fåran justeras för att anpassas till ett reducerat flöde, men samtidigt måste den tåla stora spill. Om dessutom kantzonen har höga vattenanknutna naturvärden är utmaningarna stora. Detta ställer höga krav på den habitatrestaurering som måste till. Till stor del följer planering, genomförande och uppföljning av habitatåtgärder de principer som redovisas i kapitel 23.

Det går mycket väl att restaurera torrfåror även i stora älvar så att det fungerar som habitat och lämpligt leksubstrat för laxfisk finns kvar. Som exempel kan nämnas Gudbrandsdalsågen i Norge där insjööring från Mjösa leker. Sträckan har en minimitappning på 10–12 m³/s, men ibland spill på upp till 1500 m³/s. Detta dels därför att vattnet kan bredda ut över sidorna, dels tack vare stora block som bromsar vattenhastigheten botten nära.

Även om den enskilda torrfåran utgör ett isolerat möjligt strömhabitat i ett annars överdämt vattensystem ska man ha ett avrinningsområdesperspektiv vid planering. Har fåran till exempel tillrinnande vattendrag i närheten så finns möjligheten att flera av de naturliga arterna kan återkolonisera. Vidare kan torrfåran utgöra ett viktigt habitat för de arter som normalt rör sig mellan huvudfåra och biflöden för födosök, reproduktion eller övervintring. För att säkra framgång med restaurering av en torrfåra skall man alltid åtgärda kantzoner och tillrinnande vattendrag, även inom området omedelbart nedströms torrfåran. Här finns möjlighet för förekomst av koloniserande arter och möjlighet att skapa en värdekärna (avsnitt 8.2).

Om torrfåran återfår ett minimiflöde kan den också fungera som vandringsområde, vilket kan innebära att man kan behöva komplettera med faunapassager, fiskvägar och anordningar som styr fiskar. Ska torrfåran fungera för fiskvandring så krävs tillräckligt vattendjup.

Nilsson (2019) har utarbetat förslag för torrfåran nedan för Forsmo kraftverk i Ångermanälven. Förslaget går ut på att cirka 5 % av MQ vid kraftverket leds till torrfåran 2,4 km lång. Om man samtidigt installerar ett nytt ”mindre” vattenkraftverk och en fiskväg i torrfårans över del ”*skulle stora ekologiska vinster erhållas i form av lek- och uppväxtområden för strömlevande fiskarter och bottenfauna, samt passagemöjligheter för åtminstone starksimmande fiskarter*”. Detta kräver förstås en viss nybyggnation, vilket kan ställas i relation till vinster på 200 miljoner kronor årligen vid detta kraftverk i dagsläget. Att leda bort vatten från den nya huvudfåran tillbaka till den gamla naturfåran och samtidigt nyttja detta flöde i ett modernt mindre kraftverk kan vara en framkomlig väg i många områden.

18.6 Generell arbetsgång vid restaureringsåtgärder

Primärt är förstås att säkra vattentillgång under hela året. I fall då spill inte förekommer, dvs enstaka höga flöden under året, kan det även vara önskvärt att få en årstidsvariation i minimitappningen.

Råden för arbete med bottnar och stränder följer rekommendationerna för habitatrestaurering (kapitel 23–24). Vi vill dock speciellt betona:

- Riv alltid ut alla trösklar, men beakta att många vill ha kvar illusionen av ett levande vatten genom att ha en vattenspegel.
- En fördel och samtidigt en nackdel är att man kan utföra åtgärder när vattendraget är torrt. Räkna med att återvända efter att avsedda minimiflöden etablerats och stora spill förekommit.
- Försök att skapa en djupare huvudfåra som alltid håller vatten vid låg vattenföring, men låt den ringla fram för att bromsa högflöden.
- Det lägsta vattendjup som krävs i en markerad fåra är minst 2,5 gånger förekommande fiskars höjd (se avsnitt 20.5).
- Ju större lutning, egentligen vattenhastighet, desto mer måste sten och block läggas samman i grupper. Utläggning av grupper av stenar och block skapar höljor i större utsträckning än enskilda strukturer. Störst nytta gör dessa strukturer i vattendrag med en vattenhastighet över 0,5 m/s vid medelvattenföring.
- För säkerhets skull ska ni förankra den sten som läggs ut. Stora stenar och block bör förankras 1/3 ned i botten. Vid denna förankring bör man i huvudsak sträva efter att finare material lägger sig intill de större strukturer.
- Stabilisera grusbäddar genom stora strukturer (forsnackar, stengrupper).
- Ge vattendraget möjligheten att svämma över sina bräddar vid högflöden (om detta är lämpligt beroende på omgivande marker och deras nyttjande). Detta ökar växtdiversiteten i strandzonen, ger livsmiljöer för många djur, till exempel groddjur och vadarfåglar, och gynnar också många fiskars lek.
- Öppna sidofåror, till exempel genom att anlägga en forsnacke i huvudfåran som för in vatten. Tänk dock på att det ska vara en öppning i sådana nackar för till exempel kanotister och död ved.
- Se till att nyttja tillkommande vatten från inkommande tillflöden på bästa sätt.
- Många arter, speciellt deras unga stadier, behöver tillgång till grunda områden, med något svagare ström än huvudfåran. Att återskapa dessa

livsmiljöer, gärna med skyddande strandvegetation, är mycket viktigt. Ofta har rensningar gjort att det är brist på sådana områden. De kan återskapas aktivt eller passivt. I det senare fallet styr man vatten genom utläggning av större strukturer som gör att vattnet svämmas in över tidigare torra strandnära områden. Alternativt bygger man upp grundområden genom schaktning, eller utläggning av grova och fina strukturer.

- Alla vattendrag är beroende av sin kantzon. Försök att åtgärda även kantzonen när ni har maskiner i arbete. Gynna löv i kantzonen och ta bort planterad gran närmast vattnet. Försök få till stånd en variation i trädålder (kapitel 16).
- Se till att tillflöden på sträckan och omedelbart nedströms har god konnektivitet och bra habitat.
- Fundera på om torrfåran i sig ska vara en del i landskapets konnektivitet. Kanske har man en fiskväg vid kraftverksutloppet och en i torrfåran?
- Slutligen, räkna med att behöva återkomma med restaureringsåtgärder om det är svårt att bygga strukturer som tål stora spill. Det kan vara en del av verksamhetsutövarens egenkontroll att se till att det finns en viss mängd lekhabitat för fisk eller att strandzonen inte växer igen med träd.

19. Konnektivitet - dammar

19.1 Introduktion

Dämmen är vanliga i vattenlandskapet och har en stor mängd negativa effekter på hydrologiska, geomorfologiska och biologiska processer. Vattnet magasineras för att användas för vissa av samhällets behov, vilket medför en förändring av det naturliga flödet av vatten, sediment, organiskt material, spårämnen, växter och djur. De många dammarna i landet innebär att strömsträckor försvunnit och blivit en bristvara, framför allt i medelstora och större vattendrag.

Med **damm** avses här det vattenmagasin som skapats med hjälp av ett dämme (Figur 104). En damm är då ett artificiellt tillskapat lugnvattenhabitat. I naturliga sjöar kan ett dämme i utlopp ge möjligheter att reglera vattenflödet nedströms och nivåerna i sjön. Dämmet ger i många fall samma effekter på vattensystemet vare sig det ligger vid ett konstgjort vatten eller en naturlig sjö på grund av att vattnet regleras (Tamario & Degerman 2017).



Figur 104. Höljesdammen i övre Klarälven samt del av nedströms torrfåra. Fallhöjden är 88 m och regleringen i dammen styr mycket av kraftproduktionen i de åtta kraftverken nedströms. Laxen kan inte längre nå upp till de övre delarna av älven (Trysilälven) i Norge. Foto: Erik Degerman.

Människan har dämt vatten för en mängd olika syften sedan de första stora civilisationerna växte fram i floddalarna i Mellersta Östern, Indien och Kina. Sedan början på medeltiden har man i Sverige etablerat kvarnar i strömmande vatten. Mängden kvarnar kunde vara stor även i små vattendrag och de utgjorde med kvarndammarna ett hinder för fiskars vandring och växters spridning. År 1447 anlades Sverige äldsta kända sågverk vid Forsviksån (Degerman & Ekman 2004). Utan att gå alltför långt in på detta kan konstateras att dammar i Sverige använts för att driva kvarnar (mjöl-, såg-), stampar (textil-, benmjöl-), gruvverksamhet (bälgar, pumpar), valsverk och förstås elkraftverk (Dickson & Spade 2016). Kvarnarna är gamla i landskapet och en del av industrisamhällets framväxt. Många orter har växt

fram där dämnen gett möjlighet att starta olika industrier. Därmed kan ortens identitet vara kopplad till ett dämme och en damm, eller en kedja av dammar.

Dammar har många av sjöns ekosystemtjänster. De utgör, liksom naturliga sjöar, generellt miljöer där närsalter som humusämnen, fosfor och kväve renas ur vattenmassan. Ju längre uppehållstid, desto större effekt. Fosfor brukar sjunka till botten bundet till partiklar, medan kväve kan reduceras till kvävgas och avgå till luften. Humusämnen bryts ned av solljus och bakterier samt sedimenterar. Ofta är dock de dammar vi tillfört för små för att ge dessa ekosystemtjänster.

Dammar kan ha stora kulturvärden och flera andra positiva funktioner för samhället, till exempel vara en del i vattenkraftutnyttjande, utgöra bevattnings- och branddammar eller vattenmagasin för vattenverk. Utomlands är det också vanligt att dammar används för att minska risken för översvämningar. I torra landskap som dikats ut kan dammar vara viktiga vattenreservoarer för bevattning. När en damm anläggs fördröjs vattnets transport ur avrinningsområdet och grundvattenbildningen gynnas. Avdunstningen ökar dock normalt – dammen gör att landskapet nedströms får mindre vatten eftersom det avdunstar ur dammen.

Få dammar kan dock motiveras i ett naturligt vattendrag utifrån dessa ekosystemvinster. De kan uppnås på naturlig väg genom anpassad markanvändning och genom att hydrologiskt restaurera landskapet. Noterbart är att många av landets mindre dammar är övergivna. I Värmlands län är flera hundra av länsstyrelsens kända dammar ”herrelösa”, det vill säga saknar angiven ägare. Ingen sköter dammen längre och den mister sin ursprungliga funktion, men fortsätter ge negativa effekter genom att vara ett vandringshinder.

Idag finns en snabbt ökande forskning kring effekter av dammutrivningar. Generellt gäller dock att ytterst få undersökningar av de långsiktiga ekologiska effekterna av dammutrivning, både internationellt och framför allt i Sverige. Det finns således ett stort behov inför det framtida restaureringsarbetet att kontrollera de hydrologiska, geomorfologiska och ekologiska konsekvenserna.

En återgång till ett fritt strömmande vatten innebär naturligtvis att vattenlandskapets ekologiska status och ekosystemtjänster ökar. I princip kan sägas att de flesta negativa effekterna av dammen torde försvinna på relativt kort tid. Förväntade positiva effekter på det hydrologiska systemet är:

- Återupprättad hydrologisk regim, det vill säga naturlig vattenföring.
- Naturliga högflöden som formar vattendraget nedströms.
- Minskad kvarhållning av närsalter, spårämnen, sediment, död ved och annat organiskt material.
- Normaliserade temperaturförhållanden nedströms.
- Återupprättad konnektivitet så att djur kan spridas upp- och nedströms.

Sammantaget kan det rimligen antas att detta leder till en ökad ekologisk status och ekologisk produktion samt en normalisering av växt- och faunasamhället.

Om man enbart river ut en damm utan andra åtgärder kommer vattenhastigheten att öka och därmed kommer fosforretentionen att minska (Doyle m fl 2003a,b). I områden med hög närsaltbelastning bör därför utrivning kombineras med

restaurering av våtmarker och kantzoner samt habitatrestaurering som återskapar meandrar, en varierad bottenstruktur samt möjliggör god kontakt med svämplanet.

Om dammen rivs ut kommer grundvattennivån i närområdet att sänkas. Detta kan påverka vegetation och enskilda brunnar. När det gäller vegetation innebär det en återgång till naturliga förhållanden och motsvarande vegetation brukar etableras närmare den nya fåran.

Generellt kan man säga att flora- och faunasamhällen återhämtar sig fortare i varmare och produktivare system. Vanligen sker en återgång till normala hydrologiska förhållanden efter utrivning snabbt i små system, där en mindre genomströmningsdamm legat. Däremot kan det ta lång tid för faunan att återkolonisera eftersom kolonisationskällorna kan ligga långt nedströms.

Många av de mindre dammarna i våra vattensystem borde nedmonteras för att säkra den ekologiska statusen och ekosystemtjänster. I de fall detta bedöms omöjligt kan det bästa alternativet vara att leda vattendraget runt dammen.

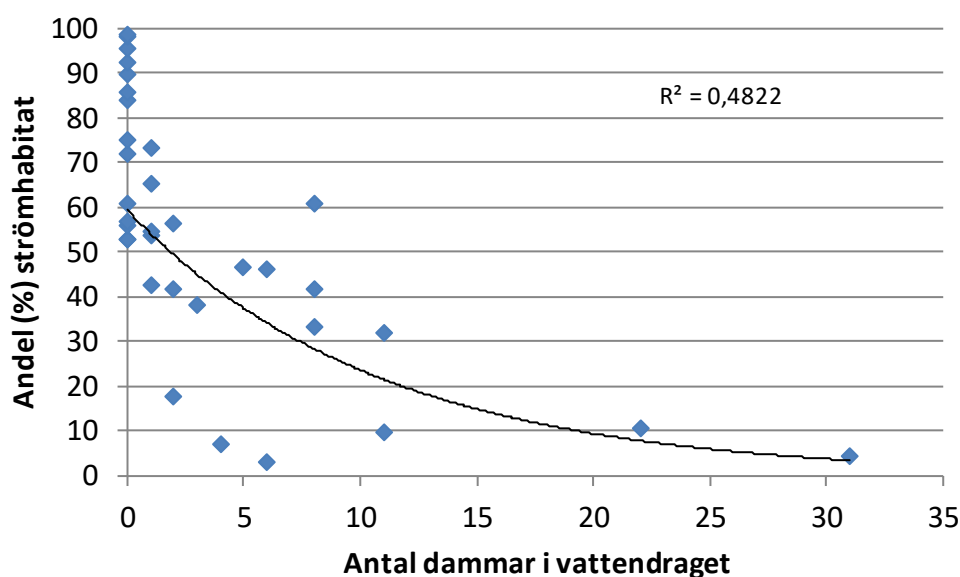
19.2 Antropogen påverkan via dammar

Dammar är en vanlig del av vattenlandskapet. I Europa anses dämnda vattendrag ha skapat nya vattenreservoarer på en yta av 100 000 km². I Sverige finns över 10 000 dammar. Globalt anges att 48% av alla floder/älvar har dammar (Grill m fl 2017).

Vi bör initialt skilja på konstgjorda vattensamlingar i vattendrag anlagda bakom ett dämme, och dämnen av naturliga sjöar, till exempel trösklar och regleringsdammar i sjöutlopp. Dämning av sjöar har i regel mindre effekter på det hydrologiska systemet än en damm i ett vattendrag, men vid stora regleringsamplituder och frekvent reglering är de negativa faktorerna minst lika omfattande.

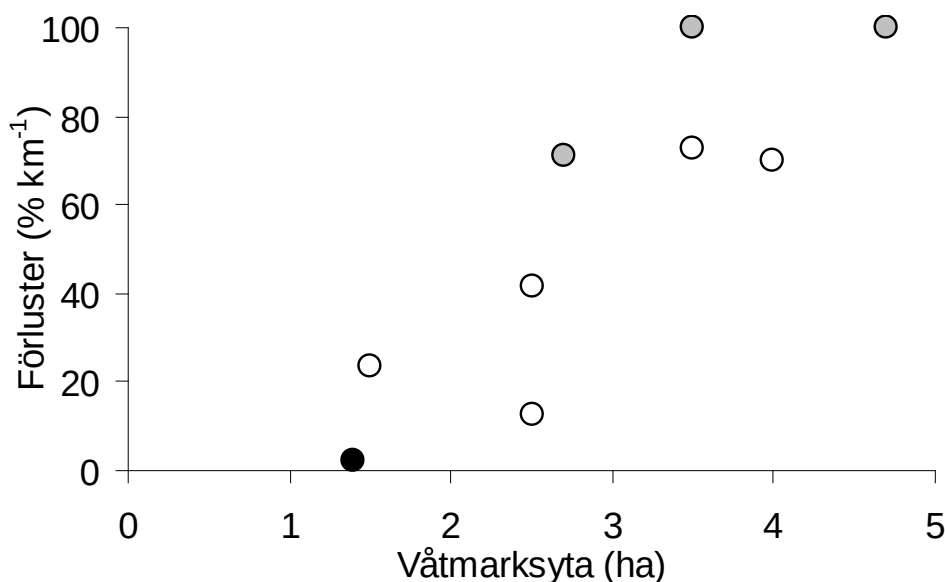
Internationell litteratur (Gregory m fl 2002, Heinz center 2002, Fencel m fl 2015) styrker antagandet att dammar i vattendrag har omfattande och ofta oväntat stora effekter på hela vattensystemet:

- Vattenlandskapets konnektivitet, det vill säga förekomst av fria spridnings- och vandringsvägar, förloras varvid migration och drift av djur och växter, död ved, annat organiskt material, näringsämnen och sediment minskar.
- Man har visat i flera studier hur detta minskar den genetiska variationen hos fisk (ex. Horreo m fl 2011).
- Med minskad genetisk variation minskar också resiliensen (Stange m fl 2021), dvs motståndskraften mot förändringar och förmågan att återhämta sig.
- En aspekt som ofta är negligerad är hur dammar hindrar naturlig spridning av växter (Jansson m fl 2000a,b, Cubley & Brown 2016).
- Dammen tar bort stora sträckor strömhabitat uppströms genom att man dämmer över dem. Dammar brukar även ge försämrad kvalitet på strömsträckor nedströms på grund av reglering och ökad vattentemperatur (Figur 105).



Figur 105. Ju fler dammar i ett vattensystem desto mindre andel strömhabitat finns kvar. Strömhabitatens dämpas bort. Exempel från 32 olika stora vattendrag i Bergslagen (Tamario m fl 2017).

- Vegetationen utmed vattendrag nedströms dammar brukar förändras och utarmas (Jansson m fl 2000b, Tealdi m fl 2011).
- Dammar förorsakar hög dödlighet hos nedströmsvandrande laxfisk genom att de fördröjs och utsätts för predation (Figur 106).



Figur 106. Telemetristudier på utvandrande havsöringsmolt genom skånska våtmarker, anlagda lugnvattenhabitat i rinnande vatten. Ju större dämt område, desto större dödlighet av smolt, räknat som andel som passerade fasta stationer för pejling per km (Olsson m fl 2009).

- Ett helt annorlunda ekosystem etableras med andra djur och växtarter, både i, ovanför och nedströms dammen. Härigenom förändras den biologiska

mångfalden, ofta sker en trivialisering av flora och fauna då specialister ersätts av generalister (Degerman m fl 2013).

- Det nya ekosystemet kan påverka omkringliggande strömvatten genom ökad förekomst av starka konkurrenter och predatorer (Degerman m fl 2013).
- Mikroklimatet i landskapet påverkas, ju större damm desto större påverkan.
- Avdunstningen ökar från stora vattenytor varvid vatten går förlorat. Nedströms vattendrag får ofta lägre sommarvattenföring, men extrema lågvatten brukar minska. Avdunstningen kan vara 1–3 mm vatten en varm sommardag, 3 mm på en kvadratmeters yta = 3 l. På en hektar innebär det 30 000 liter (30 m³ vatten) som går förlorat för nedströms vatten varje dag!
- Stora vattenytor får ökad solinstrålning och vattentemperaturen ökar i dammen och nedströms. Nedströms stora dammar har man observerat negativ påverkan från förändrad temperatur hela 110 km nedströms (Baxter 1977).
- Eftersom sedimentation sker i dammen är utgående vatten fattigt på sediment. Det blir därmed benäget att erodera fram nya sediment och erosionen ökar nedströms (läs mer i avsnitt 3.3).
- Totalt blir det normalt en brist på finare sediment nedströms dammen, vilket gör att habitat som sandstränder och sandöar kan försvinna långt nedströms dammen. Strandvegetation påverkas ofta negativt.
- Vattenföringen nedströms påverkas ofta genom reglering så att onaturliga flödesmönster uppstår. Ofta minskar högflöden vilka normalt formar flodfåran nedströms. Detta gör att vattendraget nedströms får ett förändrat tillstånd, ofta blir det också smalare och mindre varierat, till exempel kan kvillområden försvinna.
- Minskade högflöden medför också minskade översvämningar av omgivande stränder. Detta gör att mängden våtmark minskar, vattendragets självreningsförmåga minskar och vegetationen nedströms förändras (ökar oftast i mängd, men minskar i diversitet). Den naturliga flödesvariationen i strandzonen förändras eller utebli varvid den temporala variationen i växtsamhällen minskar (Malm Renöfält m fl 2005).
- Minskade översvämningar gör också att den naturliga gödsling som kom med sediment och vatten utebli, varför produktionen i strandzonen minskar.
- Minskad naturlig variation (naturliga störningar) i form av låg- och högflöden kan sänka ekosystemets produktivitet (Allan 1995).
- Minskade översvämningar medför också att grundvattennivåerna sjunker nedströms dammar. Detta i sin tur bidrar ytterligare till att minska svämplanets yta. En mindre yta för vegetation och som filter av närsalter.
- Dammar har visat sig bidra till växthuseffekten genom att den landvegetation som bryts ned förvandlas till koldioxid och främst metan (sumpgas) (Feamnside 1995, Deemer m fl 2016). Stora vattenmagasin i Kanada har antagits släppa ut lika mycket växthusgaser som kraftverk som drivs med fossila bränslen (WCD 2000). Efterhand som magasinen åldras minskar dock deras produktion av växthusgaser. Mest växthusgaser bildas i näringsrika vattensystem.

Faktum är att i en stor sammanvägd analys av befintlig litteratur (en meta-analys) om stress i sötvatten var effekten av vattenreglering från dammar den som var tydligast

(Sabater m fl 2018). Då studerade man även vattenuttag och kanalisering av vattendrag.

Även i själva dammen uppstår med tiden negativa effekter. Vattenregleringen ger en erosion av stränder som leder till urlakning av sediment, organiskt material och närsalter. Initialt brukar detta medföra en tillväxtökning hos fiskar, men ganska snart utarmas stränderna och fiskproduktionen minskar (Milbrink m fl 2011). Genom regleringen utarmas generellt strandzonens smådjur och växter (Figur 92). Stranden blir ofta smalare och strandvegetationen mindre utbredd. Vid regleringsamplituder över 3 m blir ljuset för vattenväxter ofta för dåligt på djup under regleringsnivån. Då uppstår mycket dåliga produktionsförhållanden för smådjur och fisk genom att primärproduktionen minskar.

När man dämmer över torvmarker frigörs det kvicksilver som deponerats från luften under många år. Kviksilverhalterna i fisk kan bli mycket höga, speciellt om det är stora vattenståndsvariationer vilket gynnar uppkomsten av metylkvicksilver. Sådana effekter har bland annat observerats vid dämningen av Skinnmuddselet i Gideälven i Västernorrland.

Glöm inte dammens funktion som sedimentationsbassäng. De sediment som kvarhålls förloras för nedströms vatten. Till och med små dammar har visat sig beröva kustavsnitt med så mycket sand att badstränder och andra strukturer försvunnit vid studier i Kalifornien. Dammen är en störning i ett mycket komplext system.

En annan intressant effekt av dammar är att man tror att de möjligen kan bidra till övergödningssproblematiken genom att fungera som kiselfällor. Detta kan leda till att tillväxten av kiselalger blir begränsad och cyanobakterier gynnas. Preliminära data som antyder att tillförseln av kisel från Östersjöns avrinningsområde minskat dramatiskt som en direkt effekt av reglering och fördämningar (Humborg m fl 2000). Detta kan vara en bidragande orsak till många av Östersjöns algblomningar, som dock framför allt styrs av ett ekosystem i obalans med avsaknad av topprovfiskar och för höga halter näringsämnen.

19.3 Målbilder

Målbilden styrs av vad som varit naturligt för platsen. Var det ett strömmande vatten eller en sjö bör de återställas. I målbilden ligger förstås också att försöka få tillbaka en naturlig flora och fauna, oreglerade flöden och fri sedimenttransport. Ofta glöms det sistnämnda bort. Speciellt om det har legat en damm i ett vattendrag har den ofta utgjort ett hinder för sedimenttransport. Om dammen rivs ut, men inte sedimenttransporten återställs har vi missat en viktig process i älven.

Oreglerade sjöutlopp kan betraktas som limniska nyckelbiotoper och har stora naturvärden (Naturvårdsverket 2003; se avsnitt 8.2) och strömmande habitat är generellt en bristvara i många av våra större vattendrag.

I målbilden ligger inte bara att återfå fri rörlighet av djur och spridning av organiskt och oorganiskt material utan också att gynna det rörliga friluftslivet. Flera studier har visat att folk i allmänhet också hellre bedriver rekreation såsom vandring och cykling längs med fritt strömmande vatten än vid ett uppdämt vatten (Loomis, 2002).

19.4 Evidensbaserade erfarenheter

De gånger man noterat problem vid dammutrivning i Sverige har orsaken ofta varit erosion av stränder till den nya fåran eller tillfällig påverkan av sediment nedströms (Figur 107). De negativa effekterna av tillförsel av fina sediment, som legat i dammen, på nedströms habitat är oftast snabbt övergående (Feld m fl 2011). I en amerikansk studie visades att nedströms levande akvatiska evertetrater (rygggradslösa djur) återhämtar sig snabbast efter en utrivning (Stanley & Doyle 2003). Redan efter ett år efter utrivning förelåg inga skillnader på artsammansättningen mellan den tidigare dämde sträckan och referenser. Dock verkar musslor nedströms kunna störas av den ökade sedimentmängden direkt efter utrivningen (Sethi m fl 2004). I de fall stormusslor finns nedströms dammlägen bör utrivningen föregås av en miljökonsekvensbeskrivning.



Figur 107. Tillfällig ansamling av sediment (fin sand) på första lugnsträckan efter utrivning av dammen vid Nedre Borgfors, Hedströmmen. Foto: Erik Degerman.

Det finns utländska exempel på störningar från sediment under lång tid (12 månader) (Thomson m fl 2005) och långt nedströms (10 km) dammar (Stanley & Doyle 2003). Denna störning brukar dock vara av övergående natur (Bednarek 2004, Bushaw-Newton m fl 2002, Stanley & Doyle 2003). Man bör tillåta denna störning med tanke på att åtgärden som helhet kommer att ge långvarigt positiva effekter. Fisk och rörliga bottenorganismer brukar återkolonisera snabbt, medan större fastsittande mollusker och vegetation kan störas betydligt. När det gäller stormusslor kan det bli nödvändigt att temporärt flytta undan dem.

Dammutrivning har generellt visat sig ge önskade effekter på konnektivitet, återvunna strömhabitat, syresättning av substrat och naturlig sedimenttransport (Bednarek 2004, Feld m fl 2011). Migrerande fiskar och evertetrater i de restaurerade sträckorna uppvisar ofta en god respons (Feld m fl 2011). De flesta

uppföljningsprogram är kortvariga så hur lång tid det tar innan vattensystemet återhämtar sig är inte klarlagt, men spekulationer finns om tidsrymder på över 50 år (Bednarek 2004).

En svensk metaanalys (Sandin m fl 2017, Carlson m fl 2018) av effekterna av dammutrivningar som inkluderar 33 dammutrivningsstudier från USA, Sverige och Asien visade på att det var en tydlig respons efter dammrivning på bottenfauna-samhället både nedströms, i det forna dammläget och uppströms i vattendragen. Undersökningar uppströms den rivna dammen genomfördes oftast för att använda dessa resultat som referens till förändringar nedströms, men även här förelåg alltså effekter av dammutrivningen, troligen genom ökad vattenhastighet i systemet.

Ett fåtal tillgängliga svenska rapporter finns där man redovisar hur arbetet gått till med dammutrivning och kortare uppföljningar av effekter. Sjöstrand m fl (2018) redovisar fem dammutrivningar åren 2004–2017. Uppströms Hökhultadammen i Tabergså (Figur 108 & 109) (Jönköpings kommun) ökade tätheten av öring signifikant och ovan Emsfors i Emån har lax- och havsöringrekryteringen förbättras sedan utrivningen 2006 av kraftverket och dammen.

För fiskar kan man generellt sammanfatta befintliga undersökningar som att återhämtningen beror på om problemet för fiskfaunan berodde på att dammen var ett vandringshinder eller om dammen i sig minskade mängden tillgängligt habitat. Om vandringshinder var problemet i systemet sker ofta en snabb återkolonisation av uppströmssträckor. Var det dock tillgängligt habitat, till exempel strömhabitat eller grusbottnar, som är problemet följer fiskens återhämtning den geomorfologiska återhämtningen av vattensystemet (Doyle m fl 2005). Studier i USA indikerar att en återhämtning till naturlig fiskfauna kan ta tiotals år om inte mer (Poulus & Chernoff 2014).

Förändringar i strandvegetationen tar längst tid, och det behövs troligtvis ett eller två decennier innan man fullt ut kan avgöra vilken ekologisk effekt en utrivning haft. Det finns i princip inga långsiktiga studier som visar utvecklingen av enskilda dammutrivningar. Orr (2002) och Orr & Stanley (2006) har dock studerat tretton olika utrivningar, i ålder mellan 1 till 30 år. De drar slutsatsen att den initiala koloniseringen av vegetation går fort. Det är dock stora skillnader mellan dammlägen. Andelen bart sediment blev snabbt väldigt låg (<1%). Det är därför inte troligt att det kommer att finnas bart exponerat sediment under någon längre tid efter en utrivning, vilket ofta befarats bland allmänheten. Blottade botten i magasin som avsaknats koloniserades av små snabbväxande örter och gräs. I de äldre tömda magasinerna hade denna vegetation ersatts av träd- och buskvegetation. Hur den långsiktiga vegetationsutvecklingen i tömda magasin ser ut är viktigt för hur stabil fåran kommer att vara. En strand med väl utvecklad vegetation av träd och buskar är betydligt bättre armerad än en strand med enbart gräs och örter.



Figur 108. Hökhultsdammen i Tabergså, Jönköpings län, före utrivning. Dammen var 5 m hög och 350 m lång. Den tömdes så att inte sedimentet rubbades. Sedimentet var förorenat och den bästa lösningen var att låta det ligga kvar, men täckas över. Foto: Per Sjöstrand, Jönköpings Fiskeribiologi AB.

Figur 109. Hökhultsdammen efter utrivning. Efter utrivning blev 1 km ytterligare av Tabergså tillgänglig för vandrande fisk, till exempel insjööring från Vättern. Tätheten av öring har ökat från 5,2 per 100 m² till 140 per 100 m² två år efter åtgärd. Notera hur stränderna stenkläts för att minimera erosion. Genom stenuläggning i fåran har variation och mindre forsnackar erhållits. Foto: Per Sjöstrand, Jönköpings Fiskeribiologi AB.



Vid Hanefors utanför Växjö ägde kommunen ett kraftverk som bedömdes olönsamt och dessutom påverkade ett värdefullt vattenområde. Det gamla dämnet i ån togs bort vintern 2019/2020 och ersattes med en gångbro. Kraftverksdammen öppnades på tre ställen för att gynna platsens ursprungliga kvillsystem (områden med minst tre parallella fåror). Strövstigar och fikaplatser har ordnats för allmänheten. Delar av dämnet vid kraftverket är kvar av kulturhistoriska skäl. Kraftverksbyggnaden kommer att hyras ut till intresserade lokala organisationer. Det historiska kvillsystemet har återskapats i det tidigare dämningsområdet och vegetation har snabbt etablerats (Figur 110). I framtiden diskuteras att ha betesdjur för att hålla markerna öppna. Projektet redovisas av närmre av Jönköpings Fiskeribiologi AB på deras hemsida (fiskeribiologi.se/2020/11/hanefors).

Ett problem då man river ut dammar är ju att förutsäga vad som händer hydrologiskt och geomorfologiskt. Vissa utvärderingar som gjorts visar på svårförklarade resultat på till exempel geomorfologin nedströms efter utrivning (Pizzuto 2002). Många kan vara rädda att översvämningsrisken ökar. Roberts m fl (2007) anser dock generellt att risken för översvämnningar inte ökar. Dammens funktion som sedimentationsbassäng kommer att försvinna, vilket möjligen kan uppfattas som negativt. Dammen har så att säga utgjort ett skydd mot oförsiktigt brukande av avrinningsområdet uppströms

som resulterar i förhöjd sedimenttransport. I de stora magasinerna ligger sedimenten i regel kvar vid normal drift, medan de i genomströmningsdammar delvis kan sköljas ut vid högflöden. Efterhand som genomströmningsdammar grundas upp brukar de som sköter dammarna tömma dem på bottensediment genom att öppna bottenluckor. Då kommer stora mängder sediment ut och påverkar säkerligen nedströms bottnar negativt. Även föroreningar kan frigöras. Utrivning kommer att medföra en enda förhöjd puls av sediment (Figur 107). Detta i jämförelse med de återkommande mindre pulser som uppkommit vid tidigare damrensningar.



Figur 110. Utrivning av dämme och kraftverkets turbiner vid Hanefors, Aggån i Växjö kommun. Övre bild före åtgärd 2019-04-10, men med dammen avsänkt. Undre bild efter åtgärd 2020-10-13. Våtmarker och kvillar har återskapats, området har tillgängliggjorts (dammen har ersatts av en bro). Foto: Peter Lindvall, Jönköpings Fiskeribiologi AB. Fotona får spridas efter tillstånd av Lantmäteriverket.

De flesta geomorfologiska förändringarna efter utrivning av dammar i små till medelstora vattendrag, sker under de första fem åren, vilket är i linje med de förändringar man kan se efter exempelvis extremt höga flöden och jordskred (Doyle m fl 2003a, Doyle m fl 2005). De flesta förändringarna verkar vara av lokal natur, dels i själva reservoaren, dels i sträckorna omedelbart ned- och uppströms dammen.

Det finns publicerat kostnad-nyttosammanställningar över lyckade dammutrivningar genomförda av frivilligorganisationer i USA (Maclin & Sicchio 1999). Exempelvis kan nämnas Butte Creek, Kalifornien, där lekpopulationen av kungslax ökade från 14 stycken till över 20 000 efter utrivning av fyra bevattningsdammar (total projektkostnad ca 60 miljoner SEK).

I Ätran bedrevs Hertingprojektet (Falkenberg) åren 2008 till 2015. Syftet var att riva ut ett av två parallella kraftverk med deras dämmen så att fri passage möjliggjordes i den gamla åfåran, Hertingforsen. Det ena kraftverket behölls och producerar alltjämt elektricitet, medan de flesta naturliga processer kan ske i den återöppnade naturfåran som också blivit ett viktigt strömhabitat i Ätrans nedersta del (Figur 111). Effekterna på fiskvandring var mycket positiva och har dokumenterats noggrant (Calles m fl 2015). Den samhällsekonomiska effekten har bedömts med en nyutvecklad kostnadsnyttanalys. Netto-nuvärdet av projektet skattas till 65,3 miljoner kronor med en värderingshorisont om 50 år och en kalkylränta på 3%. De huvudsakliga värdena uppstår i besöksnäringen, fritidsfisket och genom värdet av en älvegen laxstam inklusive hotade arter som det rödlistade havsnejonogat. Kostnaderna var utrivningen, installation av galler samt kraftförlusten (Wallentin 2018). Projektet möjliggjordes genom att kraftverksägaren Falkenbergs kommun lät kraftföretaget Falkenbergs Energi genomföra projektet trots kraftförluster. Projektkostnaden finansierades via nationella medel för restaurering och europeiska fiskefonden.



Figur 111. Vy uppströms över den återöppnade naturfåran i Ätran vid Herting inne i Falkenbergs tätort. Genom en stor damm hade området torrlagts och växt igen. Träd avverkades och en naturfåra återskapades genom Fiskevårdsteknik AB. Av dammen återstår nu bara en cykelgångbro. Foto: Erik Degerman.

19.5 Grundläggande principer

Om en damm ska rivas avgörs av en mängd faktorer. Ofta är det en komplex process

som vanligen tar flera år att genomföra. Kulturella, ekologiska, ekonomiska, juridiska, landskapsestetiska och rent emotionella aspekter måste vägas samman.

Vattenlandskapsaspekter

Utrivning av en damm innebär att en mängd problem i ett vattenområde kan åtgärdas. Fria flöden kan vitalisera kantzonen, basflödet kan stabiliseras, organismers fria rörlighet återställs, temperaturförhållandena normaliseras, et cetera. En dammutrivning kan därför utgöra en bra startpunkt för att återställa den ekologiska statusen i ett vattensystem (Stanford m fl 1996). Man behöver dock ta ställning till en rad frågor innan man inleder processen:

- Utgör dammen en strategisk punkt för att rehabilitera vattenlandskapet?
- Finns dämmen nedströms som begränsar den positiva effekten av utrivning?
- Förekommer sådan vattenreglering uppströms att flödesförhållandena ändå kommer att bli mycket onaturliga?
- Kommer mycket strömhabitat att återvinnas uppströms om man sänker dammens övre dämmningsgräns? Just denna aspekt ska alltid övervägas, om dammen sänks (men ändå medger en möjlighet att magasinera vatten och skapa fallhöjd för kraftproduktion) kommer många negativa effekter av dammen att minska. Byggs en enkel fiskväg förbi dämnet så hamnar vandrande fisk i ett onaturligt lugnvatten där predationen är större (Degerman m fl 2013). Om dammen sänks så minskar storleken på lugnvattnet och strömhabitat återställs.
- Kommer vandrande arter att kunna kolonisera de nya habitaterna?
- Kan en sådan etablering hota befintliga kulturmiljöer och naturvärden?
- Fyller dammen en funktion genom att den förhindrar uppströms spridning av främmande arter som signalkräfta, vandrarmussla eller svartmunnad smörbult? I regel bör detta aldrig vara ett skäl till att behålla en damm med tanke på alla de negativa konsekvenser som finns. Svårigheterna att på lång sikt förhindra spridning av främmande arter med en damm är nämligen betydande, vilket till exempel signalkräftans spridning i landet visar.
- Kan bortrivning av dammen återskapa naturliga miljöer nedströms, till exempel bättre kontakt med svämplanet och förbättrad strandvegetation?
- Har dammen så stor magasineringsförmåga och sådan reglering att den utgör ett skydd mot översvämningar som kan påverka fastigheter nedströms? I så fall måste vattenlandskapet uppströms restaureras innan dammen kan tas bort.
- Kommer en utrivning att gynna rörligt friluftsliv som fiske och kanotsport?

Tidsaspekter

En utrivning av en damm får påverkan i fyra skilda tidsskalor. Effekten av dessa måste bedömas. Initialt finns en störning vid arbeten i dammläget och effekter av till exempel förhöjd grumling under några dagar (veckor).

Den andra tidsskalan utgör den första säsongen med dess förhöjda sedimentation nedströms och sättningar samt erosion i övertäckta sediment i dammläget. I samband med detta kan stora mängder organiskt material i dammläget och utefter stränder nedströms sköljas vidare (Figur 107). Dessutom brukar strömsträckan ovan dammen successivt vandra uppströms tills ett nytt jämviktsläge uppnås, med en uppflyttad övre forsnacke.

Under några år efter utrivning förväntas vattendraget uppströms, i och nedströms dammläget och dess organismsamhälle sakta röra sig i riktning mot sin förutvarande status (Carlson m fl 2018).

Slutligen finns en fas över flera decennier då vattendraget, på grund av yttre faktorer som klimat och hydrologiska förändringar uppströms (till exempel av fler utrivna dammar), kommer att förändras förbi sitt tidigare stadium. Detta är en effekt av att dammens kontroll av nedströms habitat försvunnit.

Generella aspekter

- Vilka syften och funktioner hade dammen när den byggdes och hur ser det ut idag?
- Vilket kulturvärde utgör dammen och dammbyggnaderna?
- Vilka juridiska beslut (miljö- och vattendomar) finns om dammens drift och funktion?
- Regleras vattenföringen ur dammen? Hur påverkar detta nedströms?
- Vilka är flödes- och vattenståndsnivåer i området?
- Vem äger fallrätten, fastigheterna och sköter dammen? Ägande kan omfatta fallrätt och dämet. Fallrätten brukar ingå i en strömfallsfastighet.
- Vad kan en fallrätt vara värd? Speciell värderingsman kan behöva anlitas.
- Är dammen i behov av reparationer? Kanske i så stor utsträckning att det blir dyrt för dammägaren?
- Hur är dammen konstruerad? (Sten-, jord-, trä- eller betongdämen ger olika logistiska problem).
- Är dammen en genomströmningsdamm eller en damm med större magasineringsförmåga?
- Kommer en sänkt grundvattennivå vid dammläget eller nivån i dammen att påverka enskilda vattentäkter?
- Hur kommer sediment och tillfälligt ökade mängder av organiskt material (till exempel trädstammar och annat driftgods) att påverka nedströms vattenområden?
- Innehåller sedimenten miljögifter?
- Vilka skyddsvärda habitat och arter finns i närområdet?

Bevarande av kulturmiljövärden

De flesta gamla civilisationer växte fram i floddalarna och tidigt började man leda och dämna vatten. Dammar och kanaler har således varit något som följt den bofasta människan genom årtusenden. Dammar har därför ofta stora kulturhistoriska värden och så långt ekologiskt rimligt bör installationer kring dammarna bevaras. Även om en damm rivs ut kan det gamla dammläget göras synligt i landskapet och till exempel kvarnar och delar av dammvallen bevaras (Figur 112). Vid utrivning av Spinnaredammen, Habo kommun, beslöts att göra minsta möjliga öppning i dammen av hänsyn till kultur- och rekreationsvärden. I det gamla dammläget anlades en park och här firas "Öringens dag" varje år (Sjöstrand m fl 2018). Andra exempel på hur dammvall och kraftverk sparas som kulturmiljöer redovisas nedan.



Figur 112. Hovgårdsdammen med kvarnruinen från slutet av 1700-talet efter utrivning av en mindre del av dammen. Dammvallen har bevarats (uppe till vänster) liksom självfallet kvarnruinen nedströms. Kvarnruinen hotas dock att sprängas sönder av träd. Att ta bort träd och rötter försiktigt ökar ruinens "livslängd". Stenån, biflöde till Himleån i Hallands län. Foto: Lars-Göran Pärklint, Ekoll AB.

Dämmen i sjöutlopp är ofta möjliga att bevara i så mån att landfästen, dammvall, skibord och sättare kan finnas kvar samtidigt som själva dämmet elimineras. Problemen är större när man anlagt en damm i ett naturligt vattendrag, det vill säga man har skapat ett nytt lugnvatten där det förut var rinnande vatten. Ofta finns kulturhistoriska intressen knutna till dammen, kanske i form av en äldre kvarn. Det konstgjorda lugnvattnet i sig är naturligtvis också av kulturhistoriskt intresse. Bevarande av ett lugnvatten med dess dämme innebär dock att bevara alla de negativa effekterna för miljön. En damm med dämme hindrar inte bara fiskars vandring utan påverkar så mycket mer; spridning av växter, sediment, organiskt material samt påverkar lokalklimat, vattentemperatur, lokal flora och fauna och ofta flöden. Ett omlöp runt dammen åtgärdar bara fiskvandring. Därmed är detta inte ett bra alternativ till utrivning, om inte allt vatten, och därmed sediment och organiskt material, leds i omlöpet. Vatten får då inte först ledas till dammen eftersom den då bibehåller funktionen som sedimentmagasin. Det finns restaureringsprojekt på gång där hela dammar bevaras och där vattendraget leds runt dammen, som endast får en liten del av tillrinnande vatten. Vattendraget blir därmed ett gigantiskt omlöp med större delen av vattenföringen. Dammen blir kvar men huvuddelen av den negativa påverkan elimineras.

Alternativ kan vara att tröscla upp vattendraget till dammen (se avsnitt 20.6). Då kommer hela vattenföringen att vara tillgänglig för vandring och spridning, men dammen kommer att finnas kvar med sin påverkan på sedimenttransport. Ett annat alternativ är inlöp (se Figur 122 i nästa kapitel) varvid en del av dammen rivs ut, medan vattennivån bibehålls. Här kvarstår dock dammens negativa effekter i många avseenden.

Vi rekommenderar därför utrivning av dammar som åtgärd där inte stora kulturmiljövärden står på spel. Om det bedöms att alternativa åtgärder kan ge godtagbara negativa ekologiska konsekvenser kan naturligtvis dammen vara kvar. Generellt ska kvarnar inte rivas ut utan bevaras. Även kvarnrännor kan lämnas intakta om det bedöms att de inte utgör ett hinder för migration. De bör dock vanligen inte vara vattenförande, eller åtminstone endast ha en mindre del av vattenmängden. Kvarnrännor av trä som går torra brukar dock snabbt ruttna bort.

Rester av kvarndammen kan lämnas vid landfästena om det är möjligt. Ofta hjälper detta till att stabilisera omgivande stränder. Dock är livslängden på dammar ofta relativt kort (50 år innan större reparationer behövs) och risken för ras kan göra att en total utrivning krävs. Kontakta alltid länsantikvarien och lokala intresseföreningar innan åtgärder i anslutning till kulturmiljövärden planeras.

Kulturminnen utgör en del av det levande landskapet, men ofta får byggnader företräde framför andra kulturyttringar. Liksom en avvägning ska göras mellan den ekologiska nyttan av total utrivning kontra partiell utrivning och bevarande av vissa delar av till exempel en kvarndamm, bör fasta kulturminnen vägas mot kulturtraditioner som till exempel ål- eller laxfiskeri som funnits högre upp i systemet före en damm. Just kulturmiljöer som gamla fiskeri är ofta förbisedda i den traditionella kulturmiljövården.

Sakägarkontakter

Så här långt kommet bör kontakter ha tagits med dammägaren, länsstyrelsen, kommunen och andra berörda. Läs mer i kapitel 2 och 9.

Att riva ut en damm innebär förändringar, något många människor inte vill ha:

- dammen utgör ett estetiskt tilltalande landskapselement (vattenspegel),
- dammen utgör bad- eller fiskevatten,
- dammen utgör brand- eller bevattningsdamm,
- dammen höjer grundvattennivån och bidrar till dricksvatten,
- stora kulturvärden finns kopplade till dammen,
- rädsla för marksättningar och skred,
- dammen har ”alltid” funnits där,
- dammen antas skydda mot översvämningar,
- dammen säkrar en minivattenföring torrsomrar,
- man tror att det blir mer myggor och knott om dammen rivs ut
- båtliv påverkas.

Ofta är det svårt att visualisera hur det kommer att se ut när dammen är borta. Det gäller att tidigt få sakägare informerade om tilltänkta åtgärder (Lejon m fl 2009). Inför publika möten bör man gärna förbereda med bilder från samma, eller liknande, vattendrag med fritt strömmande sträckor. Det gäller att förbereda goda argument och ha positiva exempel att förevisa när det är dags att informera berörda personer och organisationer (Maclin & Sicchio 1999).

En svensk intervjustudie har genomförts efter utrivning av 19 dammar för att få reda på kringboendes uppfattning om åtgärden. Totalt intervjuades 17 dammägare och 26 kringboende (Sjöqvist & Bergdahl 2018). Överlag var majoriteten positiva till

åtgärden, i större utsträckning dammägare än kringboende. Det fanns en tendens att de som intervjuats efter dammutrivning var mer positiva än de som intervjuades före.

Ersättning utgår vid utrivning normalt bara till den som på rättslig grund har haft förmån av en damm (31 kap. 19 § miljöbalken). Dammägaren kan dock ofta övertygas genom att få betalt för sin fallrätt och dessutom slippa framtida reparationer och underhåll. Detta sker lämpligen genom intrångsersättning och bildande av naturreservat i samband med miljöprovningen av utrivningen. Miljödomen stadfästs i reservatsbeslut. Observera att alla fallrätter alltid måste lösas in för att säkra de i utrivningen investerade medlen för framtiden. Normalt räknar man med att en mindre damm har en livslängd på 50 år, sedan måste omfattande renovering ske (American Rivers & Trout Unlimited 2002). Det är generellt så att utrivning av en mindre damm utan kraftproduktion blir billigare än renovering. Utifrån amerikanska exempel (Maclin & Sicchio 1999) kan beräknas att kostnaden för en utrivning jämfört med att reparera dammar i behov av reparation endast var en tredjedel. Utrivning är också generellt något billigare än att bygga fiskvägar, speciellt om man räknar in framtida skötselkostnader. Dessutom säkerställs migrationer av djur och spridning av växter och sediment.

Fastighetsägare kan ofta vara rädda för att en utrivning ska medföra att fastighetsvärdet försämras. En intrångsersättning råder bot på detta förhållande. Eftersom dammutrivningar är en sällsynthet är detta inte undersökt i Sverige. I USA där cirka 500 mindre dammar rivits ut fram till år 2003 har man inte kunnat påvisa negativa eller positiva effekter på fastighetsvärdet, men alldeles för få studier finns gjorda för generella slutsatser (American Rivers & International Rivers Network 2004).

Ersättningen för fallrätten och intrånget har varierat mycket mellan objekt och regioner. Vid kontakt med Kammarkollegiet framkom att några generella anvisningar för hur fallrätten värderas inte finns. De använder utomstående konsulter vid bedömning av fallrättens värde. Även små vattenflöden och fallhöjder har idag ett värde i och med de så kallade elcertifikaten, det vill säga det statliga stödet till vattenkraftexploatering. Vi går här inte in närmare på hur fallrätt och intrång värderas. Detta får lösas från fall till fall. Enklast blir det om en anläggning funnits i drift då man därigenom har direkta värden på inkomster. Svårare blir det i de fall fallrätten inte nyttjas då kanske även kostnader för byggnation av ett nytt kraftverk måste vägas in i en analys för att se vad fallrätten egentligen är värd. För dem som vill se beräkningar av fallrättens värde, eller av värdet av att etablera ett kraftverk, kan olika kalkyler återfinnas i Energimyndighetens eller Naturvårdsverkets diarium. Detta är dock kraftverkansökandens siffror och troligen inte underskattade. Även hos Mark- och miljödomstolarna kan värden av fallrätt återfinnas i underlag och domar då den vägts mot miljöintressen.

Observera att flera fastigheter kan ha fallrätt i samma vattendrag och strömsträcka.

Vem och vilken fastighet som har fallrätt kan framgå av:

- eventuella tillstånd från Mark- och miljödomstolen (eller motsvarande bakåt i tiden)
- fastighetsregistret hos Lantmäteriet.

Finns det inte förtecknat i något av dessa är fallrätten förmodligen aldrig utredd.

Man köper en fallrätt på samma sätt som man köper en fastighet. Skriver ett avtal och registrerar köpet hos inskrivningsmyndigheten. Vill man köpa bara fallrätten och inte resten av en fastighet (som den oftast är knuten till) måste man först stycka av

fallrätten. Det blir då en så kallad strömfallsfastighet som förvärvas. Detta ansöker man om hos lantmäteriet. Observera att fallrätt inte innebär att man automatiskt har rätt till exempel vattenreglering utan att man också behöver tillstånd för att aktivt använda sin fallrätt.

Platsspecifika aspekter och förberedelser

- Nivåavvägning av dammen, inkluderande även sträckor upp- och nedströms för att bedöma framtida lutningar. Bedömning underlättas av bra kartunderlag.
- Kontroll av den forna fårans läge och utseende utifrån gamla kartor och foton.
- Kontroll av rör och ledningar. Lades de ut före dammen byggdes är de i regel mindre problem, annars kan det krävas att de flyttas.
- Hur mycket sediment finns i dammen och hur kontaminerade är de? En screening av sediment behöver kanske göras?
- Kommer erosionssäkring av sedimentbankar och stränder att krävas?
- Kommer sediment att behöva transporteras ur dammen, kan de omflyttas inom dammläget eller lämnas orörda? De behöver ofta torka innan de kan flyttas.
- Hur ska avtappning ske, till exempel genom bottenluckor, lyftande av sättare eller successivt riva/öppna dammvallen?
- Bör delar av dammvallen lämnas av kulturhistoriska skäl, eller som stöd mot erosion och ras?
- Hur ska förfaras med resten av dammvallen – ska den bevaras, transporteras bort eller deponeras i närområdet? Generellt rekommenderas att delar av dammvallen sparas intakta på plats för att visa att här har legat en damm, rådgör med kulturmiljöansvariga. Tänk på att vassa stenar, armeringsjärn eller annat kan skada badande och kanotister.
- Hur kan vatten ledas runt, alternativt kanaliseras tillfälligt, inom dammläget under utrivning?
- Stöder vattnet i dammen intilliggande strukturer, till exempel kvarnhus eller slänter? I så fall måste dessa strukturer stabiliseras innan dammen töms. Dessutom ska tömningen ske långsamt.
- Finns bryggor, badplats eller skoter- och gångbroar som kommer att påverkas? Var till exempel dammvallen en gångbro kanske denna bör ersättas.
- Hur mycket restaurering av bottnar och vattendragsfårar samt slänter kommer att krävas?
- Detaljplanering av nya fårans läge. Eventuella kompletterande nivåavvägningar. Glöm inte att se hur långt uppströms påverkan sker. Låt den nya, sänkta fåran själv erodera sig baklänges tills ett nytt jämviktstillstånd erhålls med en uppflyttad forsacke.
- Behöver den nya fåran i dammens botten styras bort från känsliga områden/strukturer?
- Hur kan maskiner nå fram till och arbeta i dammläget? Behövs grävmaskinsmattor eller liknande för att möjliggöra körning på mjuk mark? Behöver temporära tillfartsvägar, omlastnings- och vändplatser byggas?

- Ska allmänhetens tillgång till den restaurerade sträckan underlättas? Eller utgör sträckan en fara i form av drunkningstillbud eller liknande? Strävan ska förstås vara att restaurera med ett säkerhetstänk.

Kanske kommer man i projekteringen fram till att dammen inte kan rivas. Ett alternativ kan då vara att åtminstone sänka dammen. En sänkning innebär en lägre fallhöjd vilket underlättar etablerandet av en passage och dessutom återvinner strömhabitat uppströms. I kombination med en avsänkning kanske en upptröskling över hindret kan ske så att ett stryk (kortare strömsträcka) bildas. Alternativt försöker man få till stånd ett inlöp. **Det bästa alternativet kan då vara att ordna en passage i form av ett omlöp runt hela dammen. Då kan dammen vara kvar, men huvuddelen av flödet leds runt den. Ju större del av vattenflödet som kan gå i detta omlöp, desto fler ekologiska funktioner fyller det.**

19.6 Generell arbetsgång

Att ta bort en damm är ofta ett komplext arbete och bör helst överlämnas till experter, speciellt i större vattendrag.

Före projektstart måste dammens botten ha undersökts, till exempel genom att köra ner armeringsjärn eller liknande, alternativt genom att handloda, ekoloda från båt eller genom dykinspektion. Alternativt, och bäst, gör man en provavsänkning av dammen och kontrollerar då bottenarna. Försök att bedöma sedimentens tjocklek, volym, sammansättning och bärighet för maskiner.

Arbetet brukar inledas med att man sänker av dammen successivt så att inte vattenhastigheten blir för hög och för bort sediment. Lämpligen genomförs detta under vintern då den biologiska aktiviteten är låg och syretillgången god (Sjöstrand m fl 2018). Enklarest tömmer man via befintligt bottenutskov.

Sedimentmängderna i dammen är ofta ett problem. De kan antagligen tillåtas att spolras ur, alternativt stabiliseras på plats. Förekomst av eventuella föroreningar måste vidare kvantifieras. Att gräva bort vattenbemängda sediment är dyrt och svårt. Oftast nöjer man sig med att låta den ursprungliga vattendragsfåran spolras ren varefter man försöker stabilisera omgivande delar av den gamla dammbotten. I nödfall kan de grävas ut, då till stora kostnader. Man får aldrig gräva ut sedimenten med vatten kvar i dammen. Det blir för stora grumlingar och dessutom stora mängder som ska flyttas. Lämpligen bör sedimentmassorna torka i flera veckor (minst 3–4 dagar) innan grävning sker.

De sedimentmängder som ansamlats i dammen bör screenas för miljögifter innan utrivning om misstankar finns om att miljöstörande industrier, deponier eller gruvor uppströms kan ha medfört kontaminering. Innehåller sedimentet höga miljögifthalter måste det i regel behandlas som miljöfarligt avfall och kan bara deponeras på särskilda deponier, mot hög avgift. I regel är det enklast att i sådana fall låta sedimentet ligga kvar där de ligger.

Sänker man dammen successivt kommer exponerad sedimentbotten att stabiliseras och beväxas med vegetation. Optimalt gör man successiva avsänkningar under flera år, så att de blottade sedimenten successivt stabiliseras av vegetation. I regel är detta dock inte praktiskt möjligt. Den ursprungliga fåran brukar eroderas fram efterhand,

alternativt får man gräva fram den och då lägga sediment på sidorna. Erosionssäkra stränder med grövre sten (inte sprängsten nära vattnet) för att förhindra ras. Annars får man i en nyligen utrivnen damm med kvarliggande sediment på sidorna en fas med vertikal erosion varvid en djup och smal vattenfåra bildas. I nästa fas kommer de branta sidorna att eroderas vilket får fåran att breddas och stabiliseras. Bäst är att förebygga denna erosion genom att fasa av kanter och stensätta stränder.

Är sedimentet inte förorenat kan det ibland användas för att skapa markytor som snabbt beväxas. I regel behöver man inte plantera något, men föreligger risk för erosion av den blottlagda markytan kan man lägga över kokosmattor eller möjligen geotextil (som ofta innehåller plast och bör undvikas).

Det är dock enklast och billigast att låta sedimentet sköljas ur nedströms. Detta kan ske om det är små sedimentmängder och nedströms habitat med dess fauna och flora anses kunna tåla en tillfällig sedimentökning. Gör sådana ingrepp med varsam urtappning vid höga flöden och låg vattentemperatur. Detta kommer trots all försiktighet att ge en störning.

Att fysiskt riva ut dämnet kan vara en mycket snabb process, några veckors arbete, vilket kan sättas i relation till den ofta långa tid det tar att komma fram till ett utrivningsbeslut. Det är viktigt att arbeta vid låga vattenflöden, gärna sensommaren, och orsaka så lite grumling som möjligt.

Det kan vara nödvändigt att bygga en mindre tillfällig damm uppströms den egentliga dammen för att kunna föra vatten förbi byggplatsen. Gabioner, mindre sten inneslutna i metallnätpåsar, eller sprängsten kan användas för uppgiften. De förra har fördelen att enkelt kunna lyftas bort efteråt. Sprängsten vill vi generellt inte ha kvar i vattnet! Vattnet kan också ledas i enkla plaströr förbi dammen vid utrivning. Eventuellt bygger man i mindre vatten ett dämme av råspont med ett uttag för ett rör som för undan vattnet. Akta så att inte nedströms bottnar går torra, det vill säga placera röret så att det återför vatten till hela nedströms sträckan. Ibland får man justera bottnarna något nedströms för att sprida vattnet.

Eventuella vatten- eller miljödomar måste kontrolleras så att det inte finns vissa givna nivåer som måste vidmakthållas. I så fall krävs noggrannhet vid nivåavvägning och det rekommenderas att arbeta med grävmaskin med laseravvägningssystem. Det finns inga gräddfiler i miljöbalken för miljöprojekt utan miljöprocessen måste följas oavsett syften.

Kablar och rör som behöver skyddas kan man temporärt lägga ett U-betongblock över under arbetet. Alternativt låter man blocken vara kvar och lägger permanent över massor.

Vill man påskynda urspolningen kan man kvarhålla vatten i uppströms dämnen och sedan släppa ut vattnet som ett högflöde. Detta skapar dock stora säkerhetsproblem och kan bara användas i områden där man har full kontroll över vattendraget.

Efter tömning av sediment genom urspolning ur Laggaredammen i Hökesån (Habo kommun) förelåg påföljande somrar (2005, 2006) normala tätheter av öringungar och signalkräftar nedströms dammen (muntligen Per Sjöstrand). Vid utrivning av en damm i Vessingeån år 1993 täcktes nedströms elfiskelokal delvis med 0,5 m sand

påföljande sommar. Två år senare var lokalen rensköld och fisktätheterna normala (muntligen Hans Schibli).

En riskbedömning måste ske för det enskilda fallet. Önskvärt vore mer utvärdering/forskning på området. Tills vidare får sedimentmängd, vattenhastighet, längden strömbiotoper samt fauna och flora nedströms ingå i en riskbedömning. Små mängder sediment, hög vattenhastighet, långa strömsträckor och en utarmad eller trivial artsammansättning utan inslag av till exempel stormusslor kan utgöra indikationer på lämpliga platser där urspolning kan tillåtas. Speciellt gäller detta om rekolonisation av arter enkelt kan ske både från upp- och nedströms. Finns naturliga sedimentationsplatser i form av sjöar eller stora sel utan stormusslor kan detta också vara en faktor som kan vara gynnsam för urspolning. En faktor som ytterligare minimerar negativa effekter är om utrivning sker vid lågvatten före vårflod. De stora vattenmängderna i vårfloden i kombination med kallt vatten och relativt inaktiv fauna kan vara fördelaktiga, såvida inte stora mängder fiskrom/-yngel ligger begravda i nedströms botten och det finns risk för sedimentation.

Rent praktiskt så rivs de flesta dammar bara med grävmaskin, speciellt om det gäller äldre stendammar. För att riva betongkonstruktioner kan man använda en grävmaskin utrustad med en tandskopa. Tar man i för hårt går tänderna av - inte hela skopan. Vid hårdare betong kan grävmaskinen utrustas med hydraulhammare. Den kan även användas manuellt, men det bör undvikas eftersom det är arbetsamt och kan vara riskfyllt. Denna utrustning går att hyra, men billigare blir generellt att anlita en kunnig entreprenör. Man kan också riva betong genom sprängning, eller hellre snigeldynamit. Vid båda fallen får man borra hål, lämpligen med en bergbormaskin, till exempel en Cobra.

Vid både utrivning och restaurering av den gamla fåran är det viktigt att arbeta med upprepad nivåavvägning så man får de höjdnivåer och lutningar som önskas. Saknar grävmaskinen laseravvägningssystem kan ett mobilt sådant köpas in.

Som nämnts tidigare blir utrivning betydligt billigare än en passage sett till säkerställd funktion och minimal tillsyn och skötsel. Kostnaden för utrivning ökar med dyra fallrätter, besvärliga (toxiska) sediment, stora vatten, stora kulturvärden som måste beaktas, svårframkomlig terräng, behov av kompletterande biotopvårdsåtgärder och skredrisk i området.

19.7 Utrivning av mindre dämmen i naturliga sjöutlopp

Många naturliga sjöar har små dämmen i utloppet. Dessa dämmen kan ha haft flera funktioner förr, till exempel att vara flottningsdamm, för reglering av vattenflödet nedströms eller för reglering av sjönivån. Ofta är det den sistnämnda funktionen som återstår idag. Antingen är det ett enkelt oreglerat överfall över en tröskel eller skibord, eller så kan det vara konstruktioner med sättare i avsänkingskanaler för att kunna reglera sjön utöver den normala tillrinningen.

I regel vill man behålla funktionen som nivågivare hos utloppet, men inte möjligheten att reglera. Ibland kan denna funktion (vattennivån i form av en dämmningsgräns) vara fastställd i vatten- eller miljödom. Eftersträvas naturliga förhållanden ska översvämning och naturliga vattenståndsvariationer återskapas, men ofta måste man göra en kompromiss mellan natur-, kulturvård, lagstiftning och

lokalboendes önskemål. De senare har ofta farhågor att bryggor, fastigheter, båthamnar och badstränder påverkas negativt, för att inte nämna påverkan på landskapsbilden.

Går det inte att riva ut dämnet helt så kan man ofta låta fundamenten vara kvar för att stödja ett nytt utlopp. Detta kan byggas som en enkel stentröskel med natursten (Figur 113) eller så tar man bara bort sättare och skibord och trösklar upp vattendraget nedströms upp till dämnet (avsnitt 20.6). Alla sättare behöver inte tas bort, bara de som dämmer medan sättare i luften kan lämnas kvar som en eftergift åt kulturvården. Även vissa stockar eller andra delar av skibordet kan lämnas intakta, men se till att inte spikar eller annat sticker upp. Av dessa åtgärder får man kvar ett enkelt överfallsdämme som inte längre hindrar passage av djur eller kanoter.

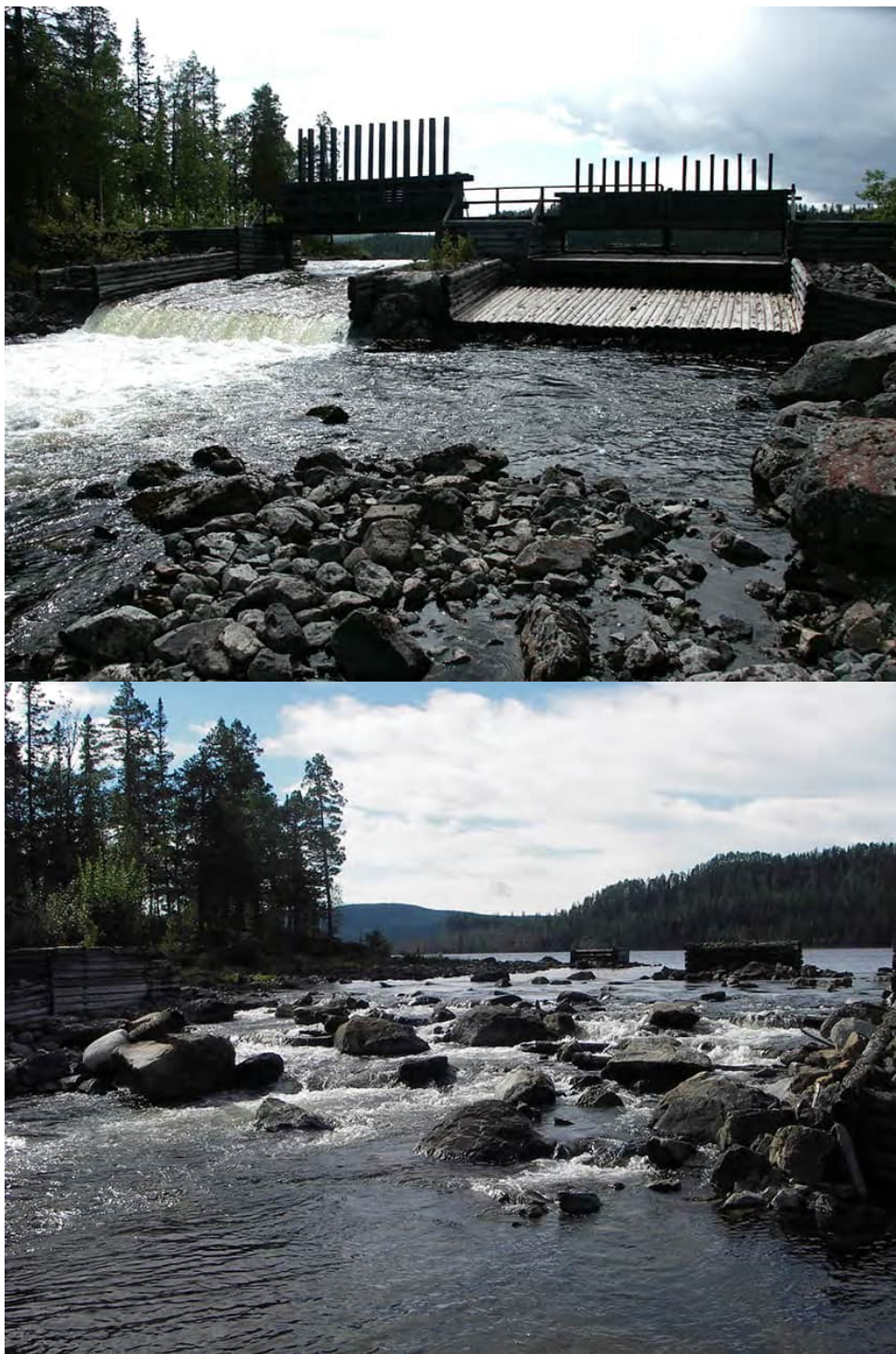


*Figur 113. Enkelt ordnat dämme av sten i ett mindre sjöutlopp istället för en tidigare låg damm.
Foto: Erik Degerman.*

Om man behåller fundament och annat så kan de gamla fundamenten dämna sjön vid högflöden, speciellt om utloppet byggts som en enkel tröskel. För att öka förmågan att passera vatten nedströms (avbördningsförmågan) kan utloppströskeln göras som en hästsko eller åtminstone konvex nedströms. Då får man en större sträcka/kant som kan svara för avtappning vid högflöden. Gör man på detta sätt är det viktigt att se till att v-skära tröskeln så att vatten genom utloppet och fiskvandring och kanotpassage alltid säkerställs vid lågflöden. Som ett alternativ kan man komplettera med rör lagda vid en låg punkt.

Det är ofta svårt att exakt avgöra dämningseffekterna av en ny stentröskel. Räkna med att återvända för kontroll för att se vattenståndsförändringarna och eventuellt justera. I samband med högflöden kan man också räkna med att behöva justera tröskeln genom att ta bort eller lägga till sten. Planera in dessa åtgärder i projektet

från början. Oftast kan dessa efterkorrigeringar göras med handkraft och blir inte dyra.

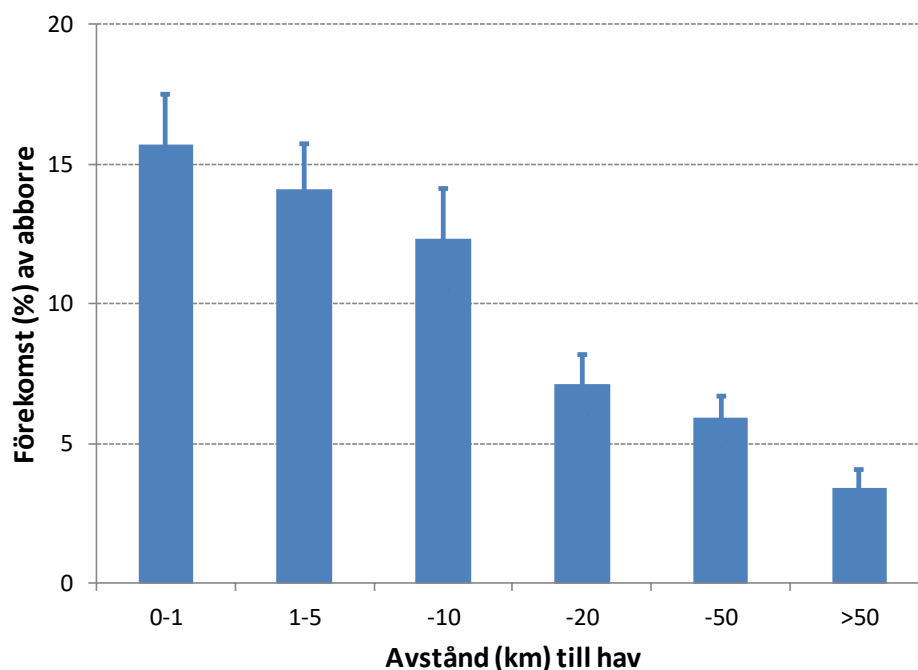


Figur 114. Utrivning av dämme i Svaningsån, Strömsunds kommun. Foto: Gunnar Jacobsson.

20. Konnektivitet - fiskvägar

20.1 Inledning

Graden av konnektivitet, det vill säga möjligheten till fri vandring och spridning, påverkar många akvatiska arters livsutrymme och populationsstatus. De flesta akvatiska djur och många växter behöver öppna vandringsvägar för att kunna sprida och fortplanta sig. Fiskars vandringar sker mellan lek-, uppväxt- och födoområden (Näslund m fl 2013a). Förflyttningar sker också för övervintring eller för att undvika tillfälligt ogynnsamma förhållanden som extrema högflöden. I många mindre vatten sker ständigt utdöenden av populationer, kanske efter torka eller bottenfrysning, och då krävs att arterna kan återinvandra för att den biologiska mångfalden ska bibehållas. De mest extrema vandringarna företas av anadroma arter (sötvattensart som leker och växer upp i sötvatten, men tillväxer i havet) som lax och havsnejonöga. Arter med så stora krav på fria vandringsvägar, intakt konnektivitet, har drabbats hårt av alla dämmen. Men också många arter som vi inte betraktar som anadroma företar vandringar. Exempelvis visar svenska elfiskedata att abborre i kustvattendrag är vanligare förekommande i de nedersta delarna av kustvattendragen (Figur 115). Längre upp i vattendragen är kontakten med havet oftast bruten och abborre som vandrar mellan hav och inland minskar.



Figur 115. Förekomsten (medelvärde med 95% konfidensintervall) av abborre i vattendrag är högre nära havet (Östersjön) än i vattendragsavsnitt längre från kusten. Detta indikerar att abborre i Östersjön använder kustvattendragens nedre delar för uppväxt och som vandringsled. Möjlighet till vandring mellan hav/sjö via vattendrag är viktig. Data från elfisken i vattendrag som mynnar i Östersjön (Svenskt ElfiskeRegiSter (SERS) vid SLU; Degerman m fl 2017).

Vandringar bör kunna ske både longitudinellt (längs vattendrag och från kust till inland), lateralt (inom sjön och från huvudfåra till biflöden och svämplan) samt vertikalt (till olika djup) (se Figur 4, avsnitt 1.6). Framför allt longitudinellt och

lateralt har vandringshinder etablerats i form av dammar, kulvertar, kanaliseringar och homogena vassbälten.

Faunapassager är vägar runt eller genom dessa hinder. När det gäller fiskars uppströmsvandring har faunapassagerna, eller fiskvägarna, funktionen att minska vattnets energi för att möjliggöra uppströmsvandring. Fiskarna vandrar ofta vid hög vattenföring då nedströms vandring underlättas av den extra farten och uppströmsvandring underlättas av högre vattennivåer vid hinder. Dessutom medför högvatten att risken att observeras och fångas av rovfisk och andra predatorer minskar.

Det finns ett antal begrepp kopplade till fiskvägars effektivitet (Calles m fl 2013):

- **Funktion** kan uttryckas som andel av förekommande arter som nyttjar fiskvägen.
- **Attraktion** är den andel av de vandrande individerna i området som lockas till och finner fiskvägen.
- **Passageeffektivitet** är den andel av de fiskar som funnit fiskvägen som passerar hela vägen.
- **Total effektivitet** beaktar både attraktion- och passageeffektivitet, det vill säga utgörs av den andel av vandrande fiskar som finner fiskvägen och passerar igenom den.
- **Habitatfunktion** beskriver i vilken utsträckning en naturlig fiskväg fungerar som habitat för strömlevande arter.

Det är omständligt, men fullt genomförbart, att mäta en fiskvägs funktion, attraktion och totala effektivitet. Mätning kan ske genom direkta och indirekta metoder. Till de direkta metoderna hör att ha en fälla eller fiskräknare i fiskvägen. Kritik har riktats mot effektivitetsmått eftersom man inte kan avgöra hur motiverade fiskar är att vandra uppströms. De som fötts uppströms hindret är säkert mer motiverade än de som kommer från nedströms områden. Hur ska man veta vilka som är vilka?

Fiskvägar är sällan det bästa alternativet vid ett hinder, att eliminera hindret är oftast att föredra. Självfallet ska dock naturliga hinder inte åtgärdas. Det är ibland svårt att avgöra vad som är ett naturligt hinder, speciellt för fiskar där vissa individer av arter som lax och ål kan ta sig förbi extrema hinder vissa år (jämför Figur 2, fiskvägen vid Jockfall i Kalixälven). Naturliga hinder av tillfällig karaktär (till exempel brötbildningar, bäverdämmen, skred) bör kunna elimineras om det är viktigt för en hotad art, stam eller population, men generellt bör naturen ha sin gång. Vi kommer inte att behandla detta vidare.

I stället för att göra en bred överblick över de olika lösningar som finns för fiskpassage hänvisar vi till tillgänglig litteratur (Degerman 2008, Calles m fl 2013, Leonardsson & Persson 2021). Fokus ligger här på att föreslå bästa möjliga teknik enligt vår bedömning. Byggnadstekniska rekommendationer som material, grundförstärkning och liknande berörs ej heller. Samråd och lagrum berörs i kapitel 2 respektive 9.

20.2 Antropogen påverkan

Idag blockeras de flesta större sjöar, vattendrag och älvar av ett stort antal vandringshinder i form av dämmen och vägpassager som gör att många arter inte kan vandra mellan olika livsmiljöer för lek, födosök, uppväxt eller övervintring. De

artificiella vandringshinder som finns bidrar även till att stoppa upp och förändra vattenflöden, vilket i sin tur leder till förändrade vattentemperaturer och sedimentflöden.

I Sverige är endast två större vattendrag relativt opåverkade av vattenkraft. De är Kalixälven och Torneälven – två av fyra svenska Nationalälvar. Men även i dessa system finns sjöar som isolerats genom dämmen och små kraftverk (till exempel vid Kengis bruk). En skattning är att endast 10% av landets cirka 2100 kraftverk har en fiskväg för uppströmsvandrande fisk (Kling 2015), medan andelen som har anordningar för nedströmsvandrande fisk är okänd – men klart lägre (Calles m fl 2013).

Nu är det inte bara direkt anlagda hinder som är ett problem. Eutrofiering och förändrad vattenreglering gör att många tillflöden till sjöar och kustens flador och gösöar blockeras av kraftiga vassar av bladvass, kolvass eller sjöfräken. Även inom sjöar kan detta innebära att om våren översvämmade strandängar inte blir åtkomliga för gäddan vid lek.

20.3 Målbilder

En fiskväg för uppströms vandring ska vara **attraherande och passerbar**. Idealt ska alla fiskarter och storlekar kunna passera utan fördröjning eller förluster på grund av predation. En fiskväg för nedströms vandring ska vara enkel att finna, idealt leds fisken dit med vattenströmmen – men har ändå en möjlighet att välja vilken väg de vill ta ut. Vandring i lateral led (Figur 4) är förstås minst lika viktig som den longitudinella konnektiviteten. Gäddan ska kunna nå de grunda, varma och vegetationsrika kustmiljöer, sjöstränder, våtmarker och tillflöden som är viktiga för lek och ynglens första tid.

I bästa fall utformas fiskvägen för uppströms vandring som ett naturligt strömhabitat förbi hindret, ett omlöp. I en mer avancerad form låter man omlöpet vara mer varierat än en kort bäcksträcka. Man kan utforma stränder i omlöpet så att omväxlande grunda och djupa finns, dessutom kan det finnas partier där vattnet kan tillåtas att översvämma upp på svämplanet. I denna form har fiskvägen kallats en **biokanal**. Den första så kallade biokanalen anlades 2012 som ett omlöp vid Eldforsens kraftverk i Dalälven.

Ibland kan samma omlöp användas för nedströmsvandring, men sådana lösningar medför svårigheter med att leda fisk dit. Nedströmspassagen bör vara utformad så att fisk leds dit och lockas nedströms. Det ska inte vara abrupta svängar eller hastighetsökningar.

Målbilden bör också vara att en fiskväg väl smälter in i platsens natur och harmonierar med kulturmiljöer och befintlig arkitektur.

När det gäller konnektivitet inom sjöar och regleringsmagasin handlar det om att säkra vattennivåer som ger fiskar enkel åtkomst till tillflöden och viktiga strandhabitat vid lektid. Detta är en del av konceptet ekoflöden (kapitel 17).

20.4 Evidensbaserade erfarenheter

Generellt har man funnit god funktion för lax och öring av väl konstruerade fiskvägar för uppströms vandring. Calles & Greenberg (2009) fann en attraktionseffektivitet på 81% och en passageeffektivitet på 95% för stigande lekfisk av havsöring i omlöp i Emån. Fisk som varit i omlöpen tidigare i Emån tenderade att vandra vidare i omlöpen (Calles & Greenberg 2009). Detta kan innebära att med tiden kommer allt fler fiskar att vandra i fiskvägarna i Emån.

Calles & Greenberg (2007) mätte attraktions- och passageeffektivitet för sammanlagt elva arter i Emåsystemet. Av dessa arter kunde alla lockas till omlöpen, utom gös. (Dock testades bara fyra gösar.) Attraktionseffektiviteten var för färna 38%, braxen 10%, mört 23%, sarv 3%, sutare 50%, lake 83%, abborre 32%. Om fiskarna fann fiskvägen var passageeffektiviteten generellt högre, färna 86%, braxen 100% (dock bara en individ), mört 50%, sutare 100%, lake 60%, abborre 100%. Sarv tog sig inte igenom fiskvägen och verkar vara en art som kan vara svår att få att passera i konventionella omlöp.

I genomsnitt passerade 74% (passageeffektivitet) av fiskarna hela vägen genom omlöpen (Calles 2006). Dominique Courret (muntligen 2020) redovisar >95% passageeffektivitet för väl konstruerade fiskvägar i Frankrike för laxars uppströmsvandring.

I en genomgång av studier som visade attraktionseffektiviteten, det vill säga andelen (%) av vandrande fiskar som lockades till fiskvägar för uppströmsvandring av olika typ, fann Noonan m fl (2012) att laxfiskar generellt lockades bättre än övriga arter. Dock bör det beaktas att studien utgör exempel på befintliga fiskvägar och inte optimala värden från moderna och väl fungerande fiskvägar. Generellt har fiskvägars anlockning förbättrats på senare tid när vikten av mängden lockvatten och utformningen av fiskvägen förbättrats. Det borde vara rimligt att använda den övre kvartilen (75%-percentilen) som den anlockning som är möjlig att uppnå vid goda förhållanden. För laxfisk var den 100% och för övriga arter 94,5% i den nämnda studien. Anlockningen skiljde mellan olika typer av fiskvägar. Naturlika fiskvägar (omlöp, inlöp m.m.) hade en intermediär anlockning, troligen på grund av att de hade för låg vattenföring. Bassängtrappor lockade laxfiskar väl, men var sämre för övriga arter.

För fisk som anlockats är det av stort intresse att veta hur många som sedan verkligen passerar uppströms (passageeffektivitet). Medianvärdet var så lågt som 49% för lax och 36% för övriga arter. Den övre kvartilen låg på 94,5% respektive 82,5%. Detta visar att det går mycket väl att bygga fiskvägar som fisk kan passera. Den övre kvartilen bör indikera vad som är möjligt. För en stark vandrare som lax kan man alltså förvänta sig att 94% av individerna tar sig igenom en fiskväg.

Ett problem är också att fisken fördröjs när de söker fiskvägen och även kan fördröjas i själva fiskvägen. Studierna i Emån visade dock att mellan 90–100% av de laxar och öringar som kom in i omlöp passerade igenom dem med en medianhastighet på 180–190 m i timmen (Calles & Greenberg 2005). I Stornorrfors, Umeälven, har man dock noterat fördröjningar på upp till två veckor.

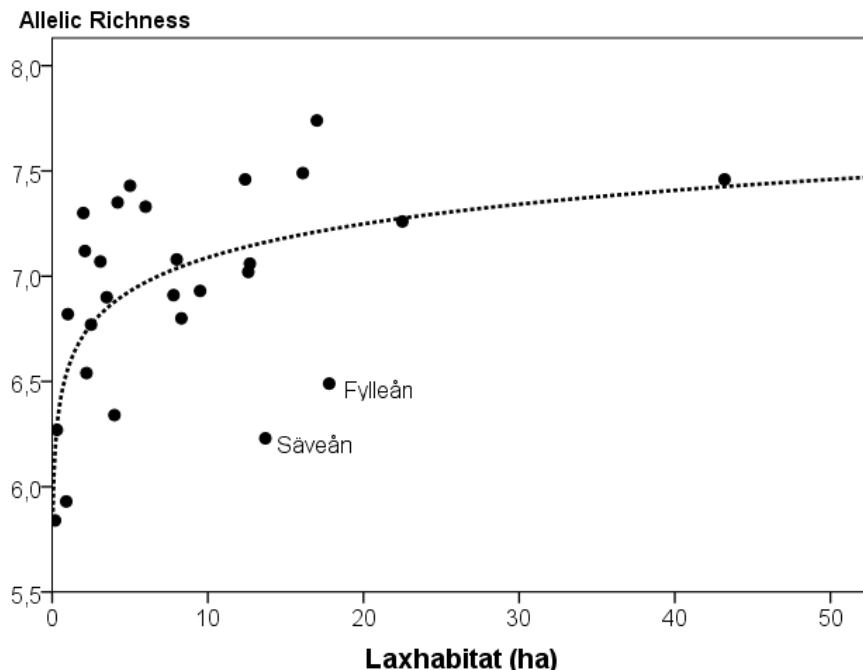
20.5 Grundläggande principer

Lönar det sig med en fiskväg?

Ofta räknar man på fiskvägar ur en ren produktionsmässig aspekt, det vill säga hur mycket mer fisk produceras som en följd av fiskvägens tillkomst. Dels beaktar man då bara arter som anses intressanta, dels förkastas lösningar som inte ger fullgod produktion. Om 75%-percentilerna av attraktionseffektiviteten för lax är 94,5% och samtidigt passageeffektiviteten är 94,5% bör den totala effektiviteten vara cirka 90% ($0,945 \cdot 0,945 \approx 0,9$). Efter två fiskvägar bör den totala effektiviteten vara $0,90 \cdot 0,90 = 0,81$, dvs 81%. Efter den tredje fiskvägen är vi då nere på 72%. Så kan man hålla på att teoretiskt beräkna och finna att man efter 10 fiskvägar har en total effektivitet på 35%. Sett ur ett produktionsperspektiv blir det inte roligt om de allt färre laxarna sedan skall producera avkomma som ska vandra till havs förbi de 10 kraftverken och sedan överleva till havs för att återvända, med åtföljande decimering i antal vid varje kraftverk. Ganska snart ser man att ur ett produktionsperspektiv är multipla fiskvägar sällan ekonomiskt försvarbara.

Vem kan dock säga att det är samma delpopulation av lax som vandrar förbi de två första fiskvägarna som vandrar förbi den översta? Riskerar vi inte genetisk mångfald om vi tänker aritmetiskt, dvs räknar ur ett produktionsperspektiv? Vi vet ju att den genetiska variationen inom en art är väldigt viktig för artens överlevnad och resiliens (avsnitt 1.7; Stange m fl 2021).

Primärt måste vara att se fiskvägar som en nödlösning och ur en bevarandaspekt. Evolutionärt kan det räcka med att enstaka individer når en inestängd population för att undvika utdöende och genetiska problem som inavel eller så kallad genetisk drift (att populationens genuppsättning genom slumpen förändras). **Även en mindre bra fiskväg kan vara en bra lösning ur populationssynpunkt, speciellt om habitatet för en art utökas och den genetiska variationen bibehålls.** Genetiska studier av 29 laxpopulationer från västkustens vattendrag visade att ju större uppväxthabitat det fanns för lax, desto större var den genetiska variationen mätt som allelic richness, dvs antal varianter av de anlag som testades (Figur 116).



Figur 116. Allelic richness avsatt mot hektar uppväxtområde för laxungar i de olika delpopulationerna av lax på svenska västkusten. Linjen markerar en signifikant samvariation (logaritmisk, $n=26$, $r^2_{adj}=0,341$, ANOVA $p=0,001$). Söderberg m fl 2020.

Fiskvägar krävs för alla arter och populationer. Vem kan värdera vilka populationer som inte ”gör någon nytta” i miljön? Vem kan säkert veta vilka arter och populationer som vill vandra vart och när i tiden? Vem kan säkert avgöra vilka effekter det får på ekosystemet om vissa arter, populationer eller genetiska varianter försvinner? Naturligtvis måste ekonomiska skäl vägas in, men fiskvägar är ofta relativt sett billiga att etablera och hålla i drift. De bör vara den lägsta nivån av hänsyn som kan tas vid ett dammläge som ska vara kvar. Men strävan skall självfallet vara att ställa höga krav på fiskvägar så att vi säkerställer att alla populationer kan nå sina habitat och bevara sin genetiska variation och särprägel i naturen, även långvandrande arter.

Studier i Hedströmmen och andra vattendrag i Bergslagen har visat att det ofta krävs en miniminivå av habitatstorlek för att det ska finnas en öringpopulation över huvud taget (Degerman m fl 2015, Törnblom m fl 2017, Tamario m fl 2021). När det finns begränsat med strömhabitat i området mellan dammar kan det vara mycket värdefullt med en fiskväg för att koppla samman habitat så att en nedre kritisk gräns uppnås. Dessa habitat kan ligga i vattendragets övre eller nedre del, bara de går att binda samman med en fiskväg. Skulle man räkna produktionsmässigt med nyttan av fiskvägar för öring hela vägen från Mälaren (där ån mynnar) skulle förstås inga fiskvägar etableras efter de första 3–4 dammarna...ja, kanske inga alls eftersom öring och lax inte förekommer i västra Mälaren. Men det gör de rödlistade arterna vimma, lake och ål, och strömlevande och idag isolerade populationer av öring – i ett vattendrag med flodpärlmussla.

När fisken i Storsjön (Jämtland) gavs möjlighet att efter 100 år åter vandra upp den tillrinnande Billstaån, passerade över 300 uppvandrande harrar redan första året. Även antalet uppvandrande öringar var överraskande högt. Till detta kom sedan omfattande uppvandring av mört, samt exemplar av abborre, gädda och lake.

Sammantaget visar detta på stora rörelser hos fiskpopulationerna i området när väl möjlighet ges.

Svaret på frågan till detta delavsnitt är att det ur ekologisk synpunkt alltid lönar sig med en fiskväg, om nu dämnet ska vara kvar.

Att tänka på generellt

Fiskarnas vandringsförmåga styrs av vattentemperaturen. Vid vattentemperaturer under 8 °C försämras förmågan och en nedre gräns för uppströmsvandring brukar vara kring 5 °C (Sandell m fl 1994). Generellt minskar simhastigheten till hälften hos kallblodiga djur när temperaturen sjunker från 20 till 5 °C. Under 5 °C har fiskar svårt att passera ens låga hinder. Det danska faunapassageudvalget (2004) konstaterade dock "*Der er altid fisk og smådyr på vandring i vandløbene, så fiskepassagerne bør altid være i drift, både i op- og nedstrøms retning.*" En fiskväg bör således vara öppen och fungera under hela året (Robson m fl 2011). Utvandring av utlekt lax (kelt) har konstaterats i Åtran vid vattentemperaturer på 0,1–1 °C (Calles m fl 2013). I Dammån (Jämtland) har nedströmspassage av utlekt öring skett vid vattentemperaturer under 1 °C. Detta visar att fiskvägar inte bör stängas, inte ens under vintern. Är fiskvägen ett habitat (ofta då omlöp) bör den självklart vara öppen hela året eftersom det finns fisk och bottendjur året runt i området.

Vissa arter och framför allt små individer har svårt att simma mot stark vattenström. Den kritiska vattenhastigheten, det vill säga den vattenhastighet när fiskens simförmåga inte klarar att hålla den kvar i vattenströmmen, är så låg som 0,1–0,2 m/s för de flesta fiskyngel – även öring. Nu vandrar i regel inte så små stadier några längre sträckor, men vid en storlek av cirka 50–70 mm kan flera arter behöva vandra. För de sämsta simmarna av denna storlek är den kritiska vattenhastigheten 0,3–0,4 m/s. Detta gäller typiskt bottenlevande arter som simpör, sutare, nissöga, gers, lake, sandkrypare med flera (se sammanställning i Degerman 2008). Något bättre simmare, som abborre, faren och mört, kan klara 0,5 m/s. Bra simmare som lax, öring, harr, röding, färna klarar högre vattenhastighet. Kritisk vattenhastighet är dock snarast den som får råda på fiskens uppehållsplats, mer intressant är de vattenhastigheter som fiskar förmår att aktivt vandra mot.

Man brukar skilja på marschfart (sustained speed), förhöjd fart (prolonged speed) och rusher/maximal fart (burst speed) (Beamish 1978, se även Sandell m fl 1994). Marschfart kan fisken upprätthålla under lång tid, man brukar ange minst 200 minuter som gräns för lång tid. Förhöjd fart är en fart som fisken orkar upprätthålla 20 s till 200 minuter. För lax och öring är den förhöjda farten ofta 2–4 gånger kroppslängden (L) per sekund. Den maximala simhastigheten, en hastighet som bara upprätthålls i maximalt 20 s, som en art kan uppnå brukar också relateras till kroppslängden. För lax och öring brukar man i litteraturen finna värden runt 10L för deras maximala simsträcka per sekund, det vill säga för en 20 cm öring således 2 m/s.

Andra djur än fiskar har svårt att ta sig fram simmande genom långa starkt strömmande sträckor. Grodor kan nå maximala simhastigheter på strax över 1 m/s och simmar således inemot 10L (Johansson & Lauder 2004). Larven av dagsländan *Chloeon dipterum* kan simma med 21L, vilket innebär cirka 0,2 m/s (Brackenbury 2004). Mindre simmande djur än fiskar har således god simförmåga, men begränsas istället av sin ringa storlek. Litenheten gör dock att de kan krypa efter botten och kan finna viloplats i substratet.

Faunapassager bör inriktas på den förhöjda hastigheten, det vill säga de bör utgöra ett relativt enkelt passerbart objekt. Den maximala hastigheten kan endast utnyttjas vid enstaka hinder. Upprepade rusher ger hög mjölksyrabildning och det tar lång tid för fisk att återhämta sig. Om fiskvägen är 100 m lång och ska fungera för alla stadier och arter bör vattenhastigheten inte överstiga 0,2 m/s. Detta är i regel svårt att uppnå, men arter som lake och simpor klarar inte högre vattenhastigheter om de ska vandra längre sträckor (Katapodis 1977, Pavlov 1989). Sker uppvandringen i delsträckor med vilobassänger emellan strömvsnitten kan fiskvägen möjligen tillåtas ha en vattenhastighet av 0,4–0,5 m/s. Framför allt kan ett varierat bottensubstrat ge lägre vattenhastighet nära botten och därmed medge passage.

Många fiskar klarar att hoppa två-tre gånger sin längd (till exempel öring, lax, mört). För havsöring och lax finns hopp på 1–2 m belagda, i extremfall upp till 3,7 m för lax (Cowx & Welcomme 1998). Vid konstruktion av fiskvägar bör man dock räkna med 15 cm som högsta tillåtna höjdskillnad om flera upprepade hinder ska passeras. Handlar det enbart om lax har man byggt fiskvägar med upp till 30 cm nivåskillnad mellan avsatserna i kammartroppor.

Det är belagt genom laboratorieförsök att optimala hoppförhållanden för fisk föreligger när djupet på höljan nedströms är 25% större än hopphöjden. Dock brukar man som generella riktlinjer använda ett 50% större djup i höljan som optimalt.

Nu hoppar inte alltid fisk vid ett dämme eller vattenfall. Det kan ofta vara lättare att simma upp i vattenstrålen, speciellt vid lägre höjder. Måste fisken hoppa är synen ofta viktig. Fisken behöver kunna se hindret och sådana hinder passeras därför oftast under dygnets ljusare timmar. Öring som misslyckats att passera ett mindre hinder har faktiskt observerats ställa sig nedströms och betrakta hindret, till och med ibland med huvudet snabbt ovanför vattenytan, innan de gör ett nytt försök. Detta innebär att för passage av hinder bör man tillse att fisk har möjligheter att se och bedöma hindret. Uppvandrande laxfisk vandrar normalt i dagsljus, men undantag finns. Många fiskvägar fungerar även i mörker så något absolut behov av synen tycks inte finnas i en väl fungerande fiskväg utan hopp.

Men, och det är viktigt, många arter undviker eller kan helt enkelt inte hoppa. Simpor och lake är typiska sådana exempel, medan gädda och mört är ganska duktiga. Enstaka mindre ålar, uppvandrande gulål på 7–20 cm, kan klättra upp för vertikala hinder av någon meter, t o m släta betongväggar. Men större delen av populationen brukar bli kvar nedströms. Kräfter kan gå upp på land fuktiga nätter och skulle i princip kunna vandra förbi hinder. Det har dock veterligen inte säkert observerats. De gånger kräfter återfinns på land är det ofta i flykt från dåliga förhållanden i vattnet.

Planering

- Se allmänna råd i kapitel 2 och 9.
- Förekom naturliga vandring av målarterna förbi platsen innan det artificiella hindret tillkom? Är man osäker är det bättre att fria än fälla, det vill säga finns misstanke att arterna kunnat passera förr bör de tillåtas passera i framtiden. Alltför många bestånd har redan försvunnit.

- Vad är huvudsyfte med faunapassagen? Vilka arter och storlekar ska kunna passera? Naturligtvis är svaret oftast alla, men i naturtillståndet svåra passager kanske bara ska passeras av vissa arter.
- Bedöm risken för spridning av främmande arter (främst signalkräfta) och arter som vandrarmussla, svartmunnad smörbult med flera, särskilt på lång sikt? Främmande arter sprids ofta avsiktligt eller oavsiktligt av människan och även andra djur. Att det finns en risk för spridning bör inte vara avgörande, möjligen om risken är stor och hotar skyddsvärda bestånd uppströms.
- Bedöm funktionen ur ett landskapsperspektiv. Finns andra hinder som reducerar effekten av en passage?
- Vandringsriktning; enbart ned, upp respektive kombinerat?
- Hur säkras vattenbehov för anlockning och passage?
- Bestäm tänkt driftperiod under säsongen med tanke på vandrande arter, vattenbehov och vinterförhållanden. Räkna med hela året som grundförutsättning.
- Behövs, och i så fall hur utformas, anordningar för att styra undan drivis och bråte?
- Kommer erosionssäkring av stränder att krävas?
- Anpassa passagen till landskapsbilden, rörligt friluftsliv och till kulturvårdens behov.
- Behövs geologisk undersökning för att studera berggrund och jordarters bärförmåga samt erosionsrisk om hindret rivs ut?
- Klargör ägande och skötsel av konstruktionen. Upprätta avtal. Ofta är det rimligt att staten påtar sig ansvaret för fiskvägar där dammägare saknas.
- Välj typ av faunapassage (prioritera utrivning → naturlig faunapassage → annan lösning beroende på arter, lutning och vattenståndsvariationer – räcker det med en typ och en fiskväg?
- Bestäm uppföljbara och realistiska mål med passagen.
- Uppföljningsprogram. Bör konstruktionen anpassas för placering av fälla eller fiskräknare?
- Tidpunkt för utrivning/byggnation med tanke på grumlingar, fågelliv och akvatisk fauna. Lämpligen vid låg vattenföring vintertid eller sensommar.
- Krävs möjligheter att reglera vattnet i passagen genom sättare eller lucka i inlopp? Detta möjliggör reglering av nivån samt möjligheter att torrlägga vid reparation och rensning. Dessutom kan man stänga vid extremflöden om erosionsrisk föreligger. Tänk på att regleringsmöjligheterna måste läsas för att förhindra påverkan.

Att beakta vid passage för uppströms vandring

- Planera faunapassager för uppströms simmande och krypande, inte för hopp.
- Bygg fiskvägen i översta nåbara punkten nedströms hindret, om inte specialstudier (telemetri) visar att andra platser är att föredra.
- Ibland har man att välja mellan att ha fiskvägen nedom kraftverket eller i en torrfåra bredvid. Om torrfåran är lång och det kan ordnas ett bra habitat i den, med tillräckligt flöde bör det prioriteras att lägga fiskvägen där (se

Leonardsson & Persson 2021). Samtidigt kan man också ha en fiskväg vid kraftverket för de individer som vandrar den vägen. Ju sämre, kortare torrfåra och ju mindre flöden den vägen relativt huvudfåran nedom kraftverket, desto rimligare att ha den viktigaste fiskvägen vid kraftverket.

- Faunapassager ska normalt kunna fungera från normal högvattenföring (MHQ) ned till normal lågvattenföring (MLQ). Konstruktionen som sådan måste dock dimensioneras för att klara 100års-flödet (det vill säga det högsta flöde som kan förväntas på en period av 100 år). Ett alternativ kan vara att stänga passagen vid extremflöden, men det kräver god tillsyn.
- Bygg fiskvägen strandnära, vilket underlättar övervakning och skötsel.
- Lokalisera nedströms mynning nära huvudströmmen (ofta turbinutskov) så att fisk lockas till området.
- Men se till att utflödet från fiskvägen är tydligt urskiljbart nedströms och inte drunknar i huvudflödet.
- Ju längre lockvattenströmmen från fiskvägens nedre del når ut i strömmen, desto fler fiskar anlockas.
- Hur mycket vatten som krävs i fiskvägen för att fisk fysiskt ska kunna vandra beror av dess typ, fiskart och fiskens storlek (ICPDR 2013). Generellt bör flödet vara minst 300 l/s och uppåt (Calles m fl 2013).
- Ett önskvärt minimiflöde i fiskvägen utgör 2–5% av rådande flöde i vattendraget på platsen (Larinier 1990). För mindre vattendrag krävs i det övre intervallet (3–5%) och för större vattendrag 2–3%.
- På senare tid har en del fiskvägar anlagts med extra utströmmande lockvatten som mynnar vid mynningen. Detta vatten leds i en kulvert under fiskvägen och kan mynna i botten eller i sidorna. Det förra är att föredra eftersom fisk oftast saknar tendens att försöka vandra ned i botten, det vill säga risken att fisk avstannar i sin vandring är liten.
- Som attraktionsflöde ska användas minst 6–23% av rådande flöde på platsen (Calles m fl 2013). Detta flöde behöver inte gå i fiskvägen men ska ledas i anknytning till fiskvägens utlopp. I större vattendrag, där mer lockvatten krävs, kan man undersöka möjligheten att ta tillvara en del av energin i lockvattnet i ett mini-kraftverk.
- Extra lockvatten vid lekvandring av laxfisk kan också erhållas genom att man från dammen släpper en klunk av höjd vattenföring. Detta får fisk att öka vandringen och resulterar ofta i ökad vandring genom fiskvägar vilket bland annat konstaterats i Mörrumsån och Jokkfall i Kalix älv (FUG 2019). Klunkningar måste dock kommas ihåg av verksamhetsutövaren och är svåra att ha tillsyn över. Generellt ska inte klunkning behövas om övriga förhållanden är bra, dvs tillräckligt lockvatten och en bra fiskväg som är rätt placerad, övervakad och underhållen.
- För laxfisk är det optimalt med stora nedströmsöppningar med stort, strömmande vattenflöde. För att fånga upp alla vandrande arter bör nedströmsöppningen nå ända ned till vattendragets botten (Turnpenny m fl 1998).
- Generellt anges att vattendjupet i en fiskväg bör vara minst 2,5 gånger fiskens kroppshöjd (DWA 2010). Vet man fiskens längd så kan kroppshöjden skattas att vara 16–17% av längden för öring, lax, gädda och gös. För karp, ruda, stor

abborre, asp och andra högryggade fiskar utgör kroppshöjden 25–30% av längden. Observera att detta gäller fritt vattendjup, det vill säga mätt ovanför bottensubstratet i en naturlig passage.

- Generellt kan man också säga att fisken behöver ett manöverutrymme på minst 3 gånger längden (DWA 2010). En fisk på 1 m behöver således ha minst 3 meter långa bassänger i en fiskväg för att kunna manövrera.
- I breda vattendrag (lite platsberoende men som riktvärde 100 m; ICPDR 2013) bör minst två fiskvägar anläggas, en på vardera stranden.
- Generellt kräver lax att det är ringa vinkel mellan lockvatten och huvudströmmen, medan till exempel öring, som är anpassad att vandra upp i mindre vattendrag, kan vandra upp även i flöden som mynnar vinkelrätt mot huvudfåran.
- Vattenhastigheten på lockvattnet anses vara avgörande. Pavlov (1989) har efter försök fastställt att lockvattnets hastighet bör vara 60–80% av respektive individs kritiska vattenhastighet. För vuxen fisk innebär det hastigheter kring 0,7–1 m/s, men för mindre fisk (50–70 mm) bara 0,2 m/s. Så låga hastigheter kan dock uppnås i kanten och botten, medan lockvattnets mittfåra vanligen uppvisar högre hastighet. I vägledning (DWA 2010, ICPDR 2013) fastslås att 0,15 m/s–0,3 m/s i huvudströmmen är gränsvärdet för att framkalla uppströmsvandring.
- Generellt ska fiskvägar ha rådande dagsljus och inga abrupta ändringar av ljusförhållandena (ICPDR 2013).
- När fiskarna väl simmat igenom fiskvägen är det också viktigt hur uppströms mynning är placerad och konstruerad. Fiskar tenderar att vandra strandnära, men laxfiskar vandrar helst ej i lugnvatten. Mynningen bör således lokaliseras till lagom strandnära ström. Den får dock inte leda för nära dammutloppet eftersom det då finns risk att fisken vandrar/förs nedströms. Mynningsdjupet bör vara samma djup som i fiskvägen.
- Uppströms mynning bör normalt skyddas av någon typ av anordning, läns, som styr undan grenar och bråte. Enklast är stockar med kedjor mellan sig som läggs som en sned linje framför mynningen.
- Val av fiskvägstyp är platsberoende (utrymme, lutningar, fallhöjd etc.), men prioritering bör vara i ordning; utrivning av hindret, omlöp/inlöp, tröskling, slitsränna, bassängtrappa.

Att beakta vid passage för nedströmsvandring

Nedströmsvandrande ung laxfisk, smolt, och utlekt laxfisk, kelt, går ofta mer eller mindre passivt med huvudströmmen relativt ytligt (ned till 3 m djup), medan arter som ål mer aktivt simmar nära ytan men söker sig nedåt mot botten vid hinder. Många arter tvekar vid områden med abrupta vattenhastighetsändringar, i naturen till exempel vid en forssträcka eller ett vattenfall. Fiskars hörsel och förmåga att uppfatta vibrationer är god. Uppströms intag till turbiner kan man se fisk försöka undvika att föras med vattenströmmen och simma uppströms igen, om de orkar. Fisk bör ges möjlighet att välja väg nedströms, varför inte flera möjliga passager?

Fiskar kan passera vid sidan av turbiner över någon form av isutskov/spillväg om de styrs dit och flödet via denna utväg är tillräckligt, både i mängd och i djup. Om det råkar vara fritt fall från utskov ned till nedströms vatten, brukar det inte vara något problem vid höjder under 3 m.

Utvandrande laxfisksmolt simmar i största vattenströmmen nära ytan. De kan därför ledas bort från turbinintaget med fysiska spärrar, till exempel genom att man har fingrindar (enkla galler). Vedertaget sedan Vattenlagen 1918 har varit att kräva ett galleravstånd på 20 mm, vilket är för stort för att hindra att mindre (1-åriga) smolt fysiskt kommer igenom. Spjälavståndet i gallren debatteras flitigt. I Danmark anser man att spjälavståndet skall vara så att luckan mellan spjälorna är högst 10 mm så att utvandrande laxfisksmolt inte kan tränga sig igenom. Motsvarande rekommendation i Tyskland är 12 mm (DWA, 2005). I andra länder anser man att turbulensen framför gallret skrämmer undan fisken och tillåter galleravstånd upp till 25 mm om laxsmolt ska utvandra (Frankrike). I detta fall uppmättes relativt lågt effektivitet, ca 80% av smolten styrdes undan. Rimligen skulle ett mindre galleravstånd fungera bättre. Calles m fl (2013) rekommenderar 15–18 mm.

Risken att fiskar skadas beror av utformning och vattenhastighet över grinden. Använd om möjligt platta järn, eventuellt med lätt rundade kanter, eftersom fisk lätt kan fastna i grindar av rundjärn. Vill man skydda små fiskar och andra svaga simmare måste vattenhastigheten över grinden vara låg, så låg som deras simförmåga. I USA finns rekommendationer om maximala hastigheter på 0,1 m/s (Washington Dept. of Fish & Wildlife 2000), vilket kan vara mycket svårt att uppnå.

Nackdelen är givetvis att fingrindarna minskar effekten i kraftverket och att de ständigt sätter igen med skräp. Genom att luta grindarna, antingen snett gentemot vattendragets fåra eller snett från botten och upp till ytan kan i regel skötsel underlättas. Samtidigt minskar fiskens relativa hastighet in mot gallret (Calles m fl 2013) och effektförlusten i kraftverket minskar.

Hamnar fisken i vattenintaget till turbinerna riskerar de förstås skador och död. Francis- eller Kaplan-turbiner används vid de flesta svenska kraftstationer. Francisturbiner används i regel vid något större fallhöjd (ned till 10 m) medan Kaplan används vid låg fallhöjd (ned till metern). En viktig skillnad mellan Francis och Kaplan är att Kaplan-turbinerna har 4–8 (ställbara) skovelblad, medan Francis-turbinerna har 10–20 (fasta) skovelblad. Oavsett vilken vattenföring som råder så är turbinerna konstruerade så att det roterar ett bestämt antal varv per minut. Generellt kan man säga att ju lägre fallhöjden är desto snabbare konstrueras turbinen att rotera.

Skador på fisk vid passage genom kraftverk uppkommer av:

- 1-Tryckförändringar på grund av fallhöjd
- 2-Mekaniska skador från skovelblad – risken att träffas ökar med fiskens storlek, störst risk i Francis-turbin som har tätare mellan skovelbladen.
- 3-Skrapskador mot väggar och olika strukturer.
- 4-Kavitation – lokala tryckfall som är vanligast i Francis-turbiner.

Risken för skador beror självfallet av fiskens längd och fiskart, där strömlinjeformade fiskar generellt har lägre skaderisk. Dödligheten för laxsmolt vid passage genom Kaplan-turbiner är 0–12% (Vikström m fl 2020). I Francis-turbiner är risken som bäst likvärdig, men ofta 3–5 gånger högre och ligger kring 40–50% (Montén 1985). Det är möjligt att vidareutveckla turbiner och kraftverk så att fisk kan passera oskadad, fisk-vänliga turbiner. För Francisturbiner kan skador på fisk minskas radikalt genom att köra turbinerna på halv effekt när fiskar vandrar. Förlusten av laxfisksmolt kan sänkas till 5% (Montén 1985).

Det finns i princip fyra metoder att säkra fiskars nedströmsvandring;

1) Stängda turbiner vid utvandring.

Att stänga turbiner vid utvandring är främst något man satsat på vad gäller utvandrande blankål (ål på återvandring till Sargassohavet). Tanken är att identifiera den troligaste utvandringsperioden och de viktigaste nätterna (ålen vandrar i nattmörker för att undvika predation). Tyvärr är det svårt att få hög precision i de modeller man har för utvandring och dessutom kan det bli omfattande produktionsförluster på grund av utdragna utvandringsperioder.

2) Fisk-vänliga (fish-friendly) turbiner.

Här finns idag speciella turbiner som används istället för Kaplanturbiner vid låg fallhöjd (1–3 m) eller hydrodynamiska skruvar (typ Arkimedes skruv) som möjliggör både nedströmsvandring och kraftproduktion. De senare kan användas i mindre vattendrag (0,5–5 m³/s) och fallhöjder upp till cirka 10 m. Det finns även så kallade dubbelskruvar som skulle fungera för både upp- och nedströmsvandring. Idag är dock inte detta verifierat i tillräckligt hög grad för att kunna rekommenderas, men försök pågår.

3) Beteendebarrärer och förbipassage.

Olika typer av barrärer genom ljus, ljud, elektricitet eller kombinationen av dem fungerar bra i laboratoriemiljö, men sällan i praktiska applikationer.

4) Fysiska barrärer och förbipassage.

Här finns tre möjliga vägar; louver-system, flytande barrärer/ledarmar (surface guidance wall, skimming wall) och snedställda galler (bar rack) vid vattenintaget (Calles m fl 2013). Louversystem kräver omfattande tillsyn och har inte tillräcklig effektivitet för att vara ett alternativ. Flytande barrärer fungerar bra för utvandrande smolt men är dyra att hantera och bygga (de måste ofta vara 3 m djupa och ska förankras på ett tillfredsställande sätt). Detta innebär att snedställda galler vid vattenintaget är den bästa möjliga tekniken idag.

Råden nedan är främst från Calles m fl (2013) samt Dominique Courret (muntligen 2020):

- I sin enklaste form avleds fisk på nedströmsvandring med snedställda galler nära turbinintaget.
- Beteendebarrärer ska undvikas.
- Vi anser att man ska prioritera galler som lutar från botten upp mot ytan med en vinkel som är lägre än 26° (alfa-galler) och i andra hand välja galler som vinklas snett över vattendraget (beta-galler; generellt med en vinkel <45°). Detta behandlas utförligt av Calles m fl (2013).
- En spaltöppning i galler på 15–18 mm rekommenderas generellt.
- Fisken leds av gallren mot nedströmspassager/flyktöppningar som bör vara minst 0,5 m djupa och 1 m breda. Idealt används inlöp eller omlöp, men det är ofta svårt att kombinera upp- och nedströms vandring. Exempel finns dock där inlöp används.
- Passagen kan sitta ytligt om alfa-galler används och den samlade passageöppningen bör utgöra 20–25% av vattenintagets bredd. Detta innebär

att det kan krävas flera passager i breda intag. Räkna med en passage var femte meter (muntligen Courret).

- Passagens funktion är beroende av den mängd vatten som tappas den vägen. Ju mer vatten, desto större sannolikhet att den funkar väl. För att ha möjlighet att i efterhand anpassa flödet till de arter som förekommer och till den plats där åtgärden uppförts, är det en god idé att överdimensionera passagens slukförmåga (Calles m fl 2013).
- Även hur utloppet från passagen är utformad är viktig, och kanske ändå mer dess placering. Låt den gärna mynna i område med strömmande vatten, inte stillastående vatten för att därigenom minska predationsrisk.

20.6 Rekommenderade typer av fiskvägar för uppströms vandring

För uppströmsvandring finns i princip fyra naturlika möjligheter;

1-utrivning av hindret och etablering av kort strömsträcka (kapitel 19),

2-tröskling (lyftning) över hindret (ibland kallat överlöp),

3-naturlig fåra runt hindret (omlöp),

4-naturlig fåra förbi hindret inom vattendraget (inlöp).

Dessa lösningar ska prioriteras.

Därutöver finns två rekommenderade tekniska lösningar (fiskvägar);

5-slitsränna,

6-kammartrappa.

Så vitt känt finns dessutom två fiskhissar i Sverige. (Gideåbacka kraftverk i Gideälven och Mörsils kraftverk i Indalsälven). Utomlands finns också fiskslussar, dubbelskruvar och borstrännor, men de berörs ej här. Dubbelskruvar lär dock installeras i svenska vattendrag snart och vi får hoppas att deras effektivitet utreds eftersom lösningen verkar intressant för medelstora vattendrag.

Borstrännor är tänkta att medge passage både för fisk och kanoter, främst över skibord. Det är enkla rännor försedda med långa borst (450–600 mm polyeten) i buntar som dämpar vattenhastigheten (Hassinger & Kraetz 2006). För att medge kanotpassage bör passagen vara minst 0,8 m bred och 0,4 m djup. Ofta är medelvattenhastigheten hög (0,5 m/s) och deras funktion som passagelösning för fisk är mycket tveksam. Men en kanot som passerar nedströms över vad som kan liknas vid en räcka upp- och nedvända piassavaborstar borde vara ren och fin.

Tröskling (ramp; överlöp) används när man vill bevara befintliga vattennivåer, men strävar efter att höja nedströms (ibland uppströms) nivå så att en faunapassage formas. Vid låga hinder kan man höja vattennivån, både upp- och nedströms, så att djur kan passera utan att behöva hoppa. I lite brantare vattendrag kan man anlägga små trappsteg och därmed efterlikna naturliga trappstegsformade vattendrag (Kling 2015). Höjdskillnaden mellan trappstegen bör vara så liten som möjligt, helst ej över 15 cm. Lämpligt är också att ha smala slitsar eller en generell v-profil i trösklarna som tillåter fisk och smådjur att passera uppströms utan att hoppa (Figur 117). V-profilen gör att trösklarna fungerar vid olika flöden. Trösklarna bör byggas med natursten, men kan i vissa fall byggas upp med krossten underst och natursten överst. Används krossten bör det vara grovkross (>200 mm) eftersom finare fraktioner kan sköljas ut

och komma ned i bottenarna. Där kan de skada fiskar och smådjur. Tänk på att trösklar kan se väldigt onaturliga ut. Det är inte trösklar vi vill ha utan tröskeffekten, det vill säga den successiva höjningen av vattennivån. Den kan nås genom att helt enkelt bara lägga ut stora stenar i ett oregelbundet mönster. Stenen kommer att dämja och höja vattennivån.



Figur 117. Ramp eller som det också kallas upptröskling som ersatt ett lågt dämme i Sjörydsbäcken, Hjo kommun. Bottenprofilen är v-formad för att fungera såväl vid låg som hög vattenföring. Fotot är taget under konstruktion varför marktäckan ej är på plats. Foto: Erik Degerman.

När lutningen är mindre brant kan "trösklingen" ersättas av ett så kallat "stryk", en kort strömsträcka utan större sten och block för att dämpa vattenhastigheten (Figur 118).



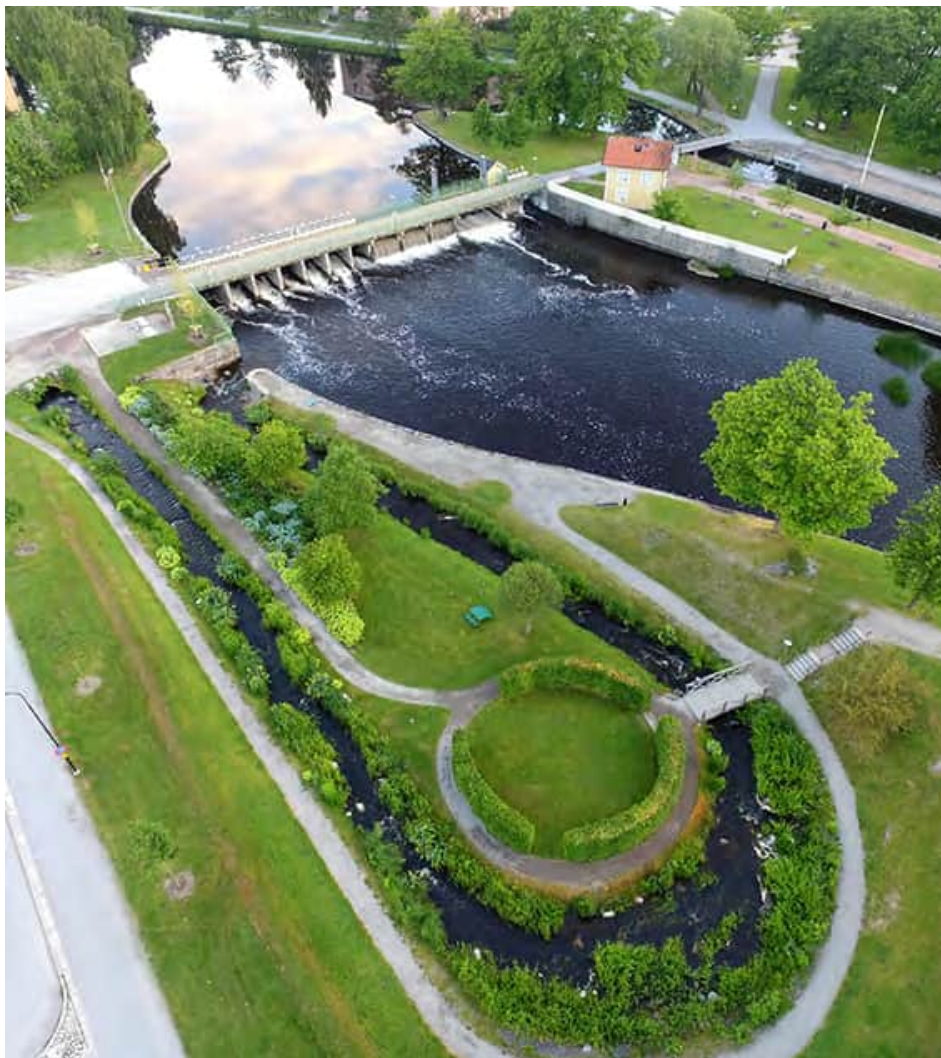
Figur 118. Ett så kallat stryk som etablerats efter att ett dämme rivits bort och ersatts av en bro i Århus å, Jylland. Foto: Erik Degerman.

Omlöp är naturliga faunapassager i form av en bäck som anläggs runt hindret. Öring och andra starka simmare kan passera omlöp med 3–7% lutning utan problem om skyddande ståndstenar finns som skapar läområden. Generellt brukar dock 2–3% lutning anges som högsta lämpliga lutning för alla fiskarter och storlekar för korta omlöp (<50 m). För längre omlöp bör riktvärdet vara maximalt 1,5%. Lutningen kan vara högre (inmot 3–5%) om vilobassänger anläggs samtidigt som kanalen byggs med ojämn botten som skapar strömlä nära botten och kanter. Några säkra riktlinjer för hur tätt vilobassänger bör anläggas finns inte eftersom det varierar med utformningen av omlöpet. Är vattenhastigheten ringa och det finns gott om ståndplatser torde vilobassänger var 75-100:e meter vara tillfyllest. Med ökad lutning och vattenhastighet kan vilobassänger behövas var 50:e meter. Observera att vilobassängerna inte bör utformas som djupa höljor om det finns risk för ansamling av gädda. Ofta är det bättre att bygga breda och relativt grunda habitat där vattenhastigheten minskar. Eventuella djupare partier bör vara väl strömsatta. Omlöp med lutningar på 5–7% har byggts i form av korta forsar för öringvandring. Man får då använda stora stenar för att skapa strömlä. Vid de högre lutningarna fungerar omlöpet bäst med mindre vattenflöde. Vid stort flöde ökar vattenhastigheten alltför mycket.

Några tips för konstruktören kan vara att bottensubstratet bör vara minst 2 dm tjockt för att tillåta ett liv i den hyporheiska zonen. Räkna också med att behöva fylla på grus efterhand som det spolats bort. Detta eftersom det kan vara nödvändigt att tillåta höglöden att skölja rent botten från finsediment. I Danmark är det vanligt att man anlägger lekbottenar i omlöpen. De utgör ofta de enda återstående hårdbottenpartierna i ett kanaliserat jordbruksvattendrag.

Omlöpen kan anläggas som helt naturliga strömpartier och kan därmed ha en funktion som uppväxthabitat för fisk, insekter och andra smådjur. I det omlöp som anlades förbi Slussen i Örebro (Figur 119) påträffades vid elfiske den högsta artrikedomen (9 fiskarter + signalkräftor) i något elfiskat vatten i Närke. Här fanns

öring, benlöja, gers, lake, abborre, stensimpa, bäcknejonöga, mört och den rödlistade ålen på en sträcka av 180 m med bara 3,3 m bredd. I en studie där omlöp jämfördes med naturliga strömsträckor i samma vattendrag konstaterades att omlöpen fungerade mycket bra som fiskhabitat (Tamarit m fl 2018) och verkar vara bättre för uppströms passage av ål än de ofta använda ålledarna.



Figur 119. Omlöpet runt Slussen i Svartån i Örebro. Omlöpet är 180 m långt. Ett vilområde är placerat i kröken (närmast i bilden) som är bredare än övriga delar. Omlöpet har en lutning på 1,1‰ och vattenhastigheten i omlöpet har mätts till 0,5–0,7 m/s i mitten, men naturligtvis är det lugnare nära botten och bakom de stenar som lagts ut. Bredden är 3,3 m, medeldjupet 0,3 m, med ett maxdjup av 0,65 m. Det har visats fungera för alla arter, till exempel benlöja, mört, färna, gädda och regnbåge. Foto: Erik Degerman.

En svaghet med omlöp är att de är känsliga för variationer i vattenståndet uppströms. Genom att skapa ett skarpt v-skuret inlopp kan omlöpen komma att mer likna slitrännorna (se nedan) och kan därvid tåla större variationer i vattenståndet (Figur 120). Man kan också gjuta ett fast dämme med en v-skåra eller sättare i omlöpets överdel. Sådana finns att köpa prefabricerade.

Det är nämligen inte alltid möjligt att utforma inloppet som en naturlig övergång till vattnet uppströms. I flera fall har man varit tvungen att skapa ett lågt dämme. Är dämmet lågt och vattennivåskillnaden över dämmet låg (max 15 cm) brukar sådana

konstruktioner fungera för de flesta arter och storlekar av fisk. Däremot hindras generellt bottendjur och groddjur. Istället för att ha ett överfall i den övre delen rekommenderas att ha ett underfall om behov finns att reglering. Underfall fungerar även vid låg vattenföring och det är ett krav vi bör ha på en faunapassage, nämligen att de fungerar vid både hög- och lågvattenföring. Om man installerar en så kallad spetlucka kan underströmningens öppning anpassas till vattennivå och vid behov kan vattenintaget helt stängas av, till exempel vid extrema högflöden. Många av dagens fiskvägar är inte designade för att klara extremflöden.



Figur 120. Omlöp förbi stendammen i Sunnäsbruk, Tvärån i Söderhamns kommun. Byggt år 2005. Dammen är en rest av ett gammalt järnbruk och har stort kulturellt värde, varför den bevarades orörd. Vy uppströms. I bildens nederdel syns övre delen av vägtrumma för passage under en bilväg. Lutningen är hela 5% men de flesta arter bedöms kunna vandra tack vare de små trappsteg som anlagts. Foto: Erik Degerman.

Inlöp är en naturlig väg genom hindret och anläggs i själva vattendraget. Detta till skillnad mot omlöp som anläggs runt hindret utanför det befintliga vattendraget. Inlöpet kan designas så att det tar en given mängd vatten vid olika vattenföring. Inlöp är lämpligt när det är svårt att ta i anspråk ytterligare mark kring hindret. I och med att det anläggs i vattendraget och får en naturlig botten är det lätt för vandrande djur att hitta det. Även spridning av växter nedströms underlättas. Troligen är inlöp effektivare för faunapassage än till exempel omlöp, men här saknas idag forskning. Dock är inlöp dyra och svåra att anlägga.

Den spontade eller gjutna skiljeväggen mot vattendraget (Figur 121) måste göras mycket stabil. Är det mjuka sediment kan en spontning vara tillfyllest, medan gjutning måste till vid grövre sediment eller bergklackar. Ett problem med inlöp kan

vara den starka erosion som kan uppstå på stränderna vid högvatten då vattenströmmen styrs över spontningen mot stranden. Erosionssäkringen av stränderna måste vara mycket kraftigt tilltagen.



Figur 121. Hemsjö övre fiskväg anlagd som ett inlöp parallellt med Mörrumsån. Stålspont har körts ned i botten, se Larssenspont som används i hamnar. Faunapassagen fungerar också som extra utlopp vid högflöden då vattnet rinner över skillväggen. I ett så här stort vattendrag bör man även beakta möjligheten för kanotsport. Kanske genom att göra en passage genom spontningen i den uppströms delen. Foto: Erik Degerman.

Slitsrännan (vertical slot fishway) liknar kammatrappan, men har en öppen slits i tvärväggen från yta till botten (Figur 122). Härigenom blir de relativt okänsliga för variationer i vattenståndet uppströms. Slitrännor har till och med byggts för att hantera vattenståndsvariationer på inemot 10 m. En förutsättning för bra funktion är att vattennivån upp- och nedströms samvarierar, eljest kan funktionen försämrats. Lutningen på platsen brukar vara i det övre intervallet; 5–15%.

De byggs antingen som enkel- eller dubbelslitrännor, det vill säga med slits bara på ena sidan tvärväggen, eller båda. I enkelslitrännan styrs vattnet av slitsens utformning och placering över till andra sidan. Därvid dämpas vattnets energi i facket innan de strömmar nedströms i nästa slits. Otaliga varianter finns på utformning och placering av slitsarna. I några fall har man byggt låga trösklar (någon decimeter) i själva slitsen för att minska vattenhastigheten vid botten.

I en slitsränna är i princip vattenhastigheten lika från botten till yta och relaterad till nivåskillnaden mellan poolerna. Eftersom det är nivåskillnaden mellan poolerna som avgör så fungerar slitsrännan likadant vid låg som hög vattennivå. Det fungerar så länge inte tvärväggarna översvämmas. Bäst funktion uppges föreligga vid vattennivåer över 60 cm, det vill säga slitrännor kräver ganska mycket vatten. Franska slitrännor är dimensionerade för 0,7–3 m³/s. I Österrike har slitrännor byggts med reglerbara slitsar så att antalet slitsar kan ökas vid högflöden. Den

maximala hastigheten (v) kan grovt beräknas utgående från vattennivåskillnaden (h) mellan bassänger:

$$v=0,7\sqrt{(2g\cdot h)} \quad (\text{Kamula 2001})$$

där g är gravitationskonstanten. Den är $9,81 \text{ m/s}^2$. Om $h=0,2 \text{ m}$ skulle detta innebära en maximal vattenhastighet på $v=0,7\sqrt{(2\cdot 9,81\cdot 0,2)} = 1,4 \text{ m/s}$. Sänks vattennivån över trösklarna till $0,1 \text{ m}$ blir den maximala vattenhastigheten 1 m/s .

Generellt utformas slitsrännan utifrån bredden på slitsen (b). Varje bassäng bör vara $10\cdot b$ lång och $8\cdot b$ vid (Katapodis 1992). Bakom tvärväggarna bildas flera platser med låg vattenhastighet och fisk behåller lätt sin position här. De kan alltså vila mellan språnget genom slitsarna. Liksom för kammartrappor bör nivåskillnaden mellan bassängerna ej överstiga 15 cm om flera arter av sötvattensfiskar ska kunna passera som vuxna. Inriktar man sig på lax och stor öring kan höjdskillnaden vara inemot 30 cm .



Figur 122. Slitsränna vid Slottet i Örebro, Svartån. Vyn är nedströms. Genom de smala slitsarna (enkelslits) ska fisk vandra. Funktionskontroller har visat att bland annat benlöjor passerar fiskvägen som är en passage runt ett lågt dämme (skibord) mitt inne i Örebro. Foto: Erik Degerman.

Kammartrappor (eller bassängtrappor; "pool and weir fishway") är en vanlig typ av fiskväg i Sverige. De utgör i princip en lång serie av trösklar med pooler däremellan, alltså en uppskalad version av en enkel tröskling förbi ett lågt hinder. Trösklarna eller bassängerna tar hand om vattnets energi så att fiskarna kan vila efter passagen av respektive tröskel/tvärvägg. I sin enklaste konstruktion är tvärväggarna byggda i form av ett litet dämme. Fiskarna måste simma över eller till och med hoppa över. Vanligare är dock att man också har så kallade underströmningsöppningar och även slitsar i tvärväggens övre del. Anläggs trappan med underströmningsöppningar minskar känsligheten för lågflöden. Vår rekommendation är att alltid ha sådana

öppningar. Fiskar ska simma genom trappan, inte tvingas att hoppa! Öppningarna i krönet bör inte vara mindre än 40 cm och underströmningsöppningarna kan vara kvadratiska med 30–35 cm sida (Johlander 1997, Washington Dept. of Fish and Wildlife 2005).

Det finns även anpassningar med olika inbyggda strukturer som ytterligare begränsar vattenhastigheten. Därmed närmar sig dessa konstruktioner alltmer slitsrännan. Är vattnets energi hög måste bassängerna vara stora för att minska vattnets energi. I sådana stora bassänger kan enkla strukturer som ger skyddade uppehållsplatser och samtidigt vänder vattenströmmen uppströms i närheten av underströmningsöppningen vara bra. Som generella riktlinjer kan anges att bassängerna bör vara 1,2 m långa vid små flöden ($0,1 \text{ m}^3/\text{s}$) och 4,5 m i flöden med $1 \text{ m}^3/\text{s}$. Underdimensionera inte. Det är ett vanligt problem med kammartrappor. Stora fiskar har svårt att manövrera i korta bassänger. Fiskvägen i sig kan bli ett slags filter som bara gynnar vissa arter och vissa storlekar.

Höjdskillnaden mellan bassänger styr vattnets energi och därmed vattenhastigheten som fisken måste simma mot. Generellt får höjdskillnaden inte överstiga 15 cm om flera arter av sötvattensfiskar ska kunna passera som vuxna. För harr anges till exempel 7,5 cm (Washington Dept of Fish and Wildlife 2005). Inriktar man sig enbart på lax och stor öring kan höjdskillnaden vara inemot 30 cm.

Kammartrappor klarar ganska höga lutningar; 10–20%, men har den stora nackdelen att de är känsliga för variationer i vattennivån uppströms. Varierar vattennivån kan trappan torrläggas eller översvämmas. Kammartrappor lämpar sig därför oftast där man har en nivåreglering uppströms, till exempel vid kraftverksdammar. Alternativt måste man anordna någon slags nivåreglering vid intaget till trappan.



Figur 123. Gigantisk kammartrappa i Columbia River, USA. Foto: Erik Degerman.

21. Konnektivitet – vägtrummor

21.1 Inledning

Vattendrag är komplexa system som innehåller och transporterar energi, vatten, organismer, näringsämnen, organiskt material och sediment. Mänskliga ingrepp i den delikata balans som utformats genom århundraden får konsekvenser. Att bygga en vägpassage över ett vattendrag är därför mer komplicerat än många tror, i alla fall om man vill bevara vattendragets funktion och ekosystemtjänster i landskapet.

Intakta vandringsleder är mycket viktigt för att bevara hotade arter, till exempel ål, flodpärlmussla och utter. Dessutom är intakta vandringsleder, det vill säga ett ofragmenterat blått vägnät, nationalekonomiskt väsentligt då flera av de kommersiellt viktiga fiskarterna vandrar i vattendragen för lek och uppväxt. Hit hör arter som lax, insjö- och havsöring samt ål. Ålen är idag rödlistad i hela Europa. Orsaken till den katastrofala nedgången av ålbeståndet är troligen en kombination av flera orsaker, varav avstängda uppväxtvattendrag är en del.

Vägtrummor är ur hydrologisk synpunkt lyckade konstruktioner som för undan mycket vatten utan att bromsa dess fart. Det släta väggarna gör att vattnet ökar hastigheten, vilket brukar medföra turbulens och erosion nedströms trumman.

Därmed avviker vägtrummorna mycket från det normala vattendraget. En vägtrumma är också en statisk (rigid) struktur utan förmåga att anpassa sig till det föränderliga vattenlandskapet och flödet.

Vägtrummor ger problem främst av följande orsaker:

- Feldimensionering eller för hög lutning ger höga vattenhastigheter och turbulens i trumman och in- respektive utlopp vilket hindrar passage.
- Trummorna är så långa och utan viloplatser att djur inte orkar passera.
- För grunt vatten i trumman för migration.
- Utloppet ligger så högt att uppströms vandrande djur inte når det, utom de som kan hoppa.
- När det krävs hopp så är vattendjupet nedströms för lågt för ansats.
- Igensättning av in- och utlopp eller själva trumman.
- Avsaknad av passagemöjlighet i trumman för landlevande djur.
- Passagen är utformad så att erosionen av stränder och bottnar ökat, vilket är den största anledningen till att fall nedströms trumman uppstått.

Det är ofta svårt att avgöra om en enskild fiskart eller –storlek kan passera vägtrumman. Man brukar dela in hindren i fullständiga, partiella och temporära. Partiella hinder hindrar vissa arter och storlekar, medan temporära bara blockerar vandring under en del av året – ofta vid extrema låg- eller högvatten. Svårigheten att passera hindren varierar också över och mellan åren på grund av vattenföring. Enstaka hinder som i fält bedömts som fullständiga kan vara passerbara enstaka år.

Passagemöjligheten beror av vattenhastighet, vattendjup och eventuella fall. Förr byggde man ofta så att det blev ett i fall i trummans utlopp. Därigenom antogs risken minska för att trumman skulle sätta igen. Nedströms många trummor har sedan fallhöjden fortsatt öka genom erosion.



Figur 124. Bra tänkt att ha stor kapacitet med två trummor, men inte ens vid lämpliga flöden verkar det enkelt för fisk att komma uppströms. Även om de klarar hoppet så landar de på en slät botten med hög vattenhastighet. Foto: Pierre Samuelsson.

När det gäller vägar och vägpassager föreligger troligen en kumulativ effekt av problem från vägtrumorna på faunan som är mycket svår att påvisa och förutsäga. Varannan kilometer av vattendrag korsas av vägar/järnvägar (Lindström-Jönsson m fl 2013). Det är rimligt att anta att antalet vägpassager minskar den akvatiska faunans samlade spridningsförmåga. Varje enskild passage för sig behöver inte vara omöjlig att passera, men den samlade effekten av flera hinder kan omöjliggöra eller allvarligt försena migration eller återkolonisation. Carlsson m fl (2004) dokumenterade förhållandevis stora uppströmsrörelser hos öring i Ammeråns biflöden under försommaren. Troligen fanns det en tillväxtmässig fördel med denna tillfälliga uppvandring. Den norske forskaren Sømme beskrev tidigt (1931) öringens fäbodvandring på Hardangervidda. Öring vandrade uppströms i vattendrag till högre höjd och drog nytta av produktionen där, men vandrade sedan ner igen. Den fria rörligheten av organismer i vattenlandskapet är viktig för den biologiska mångfalden.

I detta avsnitt fokuseras på vägtrummor utanför det statliga och kommunala vägnätet, med fokus på utbyte/ominstallation samt tillfälliga åtgärder för att förbättra djurs passagemöjligheter i avvaktan på utbyte av trumman. Brobyggen berörs ej närmare. Vi rekommenderar läsning av ”REMIBAR - Miljöanpassade vattenpassager på skogsbilvägar – en handledning (för projektering och byggnation)” (Lindström-Jönsson m fl 2013).

21.2 Antropogen påverkan

Idag har vi i medeltal 0,9 km väg per kvadratkilometer i Sverige. Hela 1,5% av den svenska landarealen upptas av infrastruktur i form av vägar och järnvägar (Seiler &

Folkesson 1998). Sveriges vägnät består av cirka 98 000 km statliga vägar, 37 000 km kommunala gator och cirka 280 000 km enskilda vägar (varav 210 000 km skogsbilväg). Detta innebär ett totalt vägnät på 415 000 km, vilket är i paritet med längden vattendrag. Cirka 75% av vägnätet sköts i huvudsak av vägsamfälligheter och –föreningar.

Undantaget fjällområdet är få områden belägna mer än 800 m från närmaste väg. Detta innebär att våra sötvatten ideligen korsas eller berörs av vägar. I en studie av 55 kustvattendrag i Sverige fann Degerman m fl (2005a) att vägkorsningar låg på ett medelavstånd av 2,2 km vattendragssträcka. I Västerbotten visade inventeringar också cirka 2 km mellan varje vägpassage (Grahm & Öberg 1996). Länets naturliga vattendrag korsas av 20 000 – 35 000 vägar (Norberg & Ahlström 2007)!

Generellt har det visat sig att mängden och diversiteten av fisk (Thompson & Lee 2000, Sharma & Hilborn 2001, Paulsen & Fisher 2001), akvatiska fåglar (Whited m fl 2000) och amfibier (Houlahan & Findlay 2003) ofta minskar med ökad mängd vägar (vägdensitet, km väg/km²) i avrinningsområdet.

Man kan urskilja följande huvudtyper av potentiell negativ påverkan från vägar/järnvägar på akvatisk fauna i sötvatten:

- Fragmentering av det terrestra och akvatiska landskapet (Nelson m fl 1992, Warren & Pardew 1998, Morita & Yokota 2002).
- Ökad erosion/sedimenttransport (Gunn & Sein 2000, Steadman m fl 2004).
- Risk för tillförsel av toxiska ämnen vid olyckor.
- Tillförsel av salter och andra föroreningar via vägdagvatten (Willander & Willén 1996, Ramstack m fl 2004).
- Ökad avrinning, lägre lågflöden och högre högflöden på grund av diken och hårdytor (Jones & Grant 1996, Madej 2001).
- Förlust av död ved, då den inte passerar vägtrumman.
- Ökad åtkomlighet (ökat fisketryck) (Gunn & Sein 2000).

Påverkan av de två sistnämnda typerna torde vara av lokal karaktär (men kumulativa effekter kan finnas). Däremot kan påverkan genom fragmentering och möjligen ökad erosion påverka hela avrinningsområdet. Bedömningen är att dessa två faktorer är de viktigaste utifrån ett vattenlandskapsperspektiv.

Vägtrummor utgör ofta vandringshinder, i första hand för uppströmsvandring, men ibland även för nedströmsvandrande fisk, speciellt yngre stadier (Warren & Pardew 1998). I en inventering av vägpassager över vatten i delar av Östergötland förelåg i 34% av utlagda vägtrummor vandringshinder för uppströmsvandrande fisk (Seiler & Folkesson 1998). Detta stämmer väl med uppgifter från Jämtland där cirka 35% ansågs utgöra vandringshinder för uppströmsvandrande fisk (Jacobsson 2005) och Västernorrland där det uppgavs att 42% av heltrummor utgjorde vandringshinder för uppströmsvandrande fisk (Bergengren 1999). Tar man även hänsyn till bottendjur och andra akvatiska organismer skattades hela 88% av vägtrumorna utgöra hinder (Bergengren 1999)! Detta innebar att minst var tredje vägpassage av mindre vägar (där heltrummor ofta används) kan utgöra ett vandringshinder för uppströmsvandrande fisk och när det gäller andra akvatiska och semiakvatiska djur är situationen ännu sämre (Bergengren 1999, 2007).

Situationen har förbättrats betydligt de senaste 15 åren tack vare insatser av myndigheter som dåvarande Vägverket numera Trafikverket, Transportstyrelsen och Skogsstyrelsen i samarbete med dåvarande Fiskeriverket, senare Havs- och vattenmyndigheten, och länsstyrelserna. Ett antal vägledningarna och manualer har tagits fram (exempelvis Vägverket 2004 och Projektet Remibar från Skogsstyrelsen; Lindström-Jönsson m fl 2013). I Vattenmyndigheternas databas VISS ges även exempelkostnader för utbyte eller omläggning av vägtrumma.

21.3 Målbilder

Strävan bör vara att vattenfårans naturliga form, bredd, substrat, riktning, lutning och funktioner ska bevaras så långt som möjligt oavsett vilken åtgärd som genomförs. Exempel på funktioner som ska bevaras är möjlighet till fiskpassage, passage av utter och andra djur (vandringskorridor i landskapet), hydrologisk funktion, transport av död ved och sediment. Idealt innebär detta att de förhållanden som existerade före vägbyggnationen ska bestå efter det att vägpassagen tillkommit.

Varför inte ha en målbild som också omfattar rörligt friluftsliv? Innan det byggdes en väg gick det kanske alldeles utmärkt att flotta timmer eller ta sig fram med kanot om vattendraget var stort nog (Figur 125). Innan väg och ofta för små vägtrummor var ju det fri passage på platsen.



Figur 125. En bra målbild i lite större vattendrag är att återskapa all den konnektivitet som en gång fanns. Platsen är Sävåån i Uppland den 29 mars 2014 vid Olsike. Enligt vattenwebben var flödet ca 1 m³/s. Bilden från opencanoe.se. Foto: Magnus Simonsson.

21.4 Evidensbaserade erfarenheter

Det finns en mycket stor mängd vetenskaplig litteratur om antal vägtrummor i olika områden, deras effekt på vattenmiljön och olika system för att bedöma vägtrumornas passerbarhet för fisk. Däremot finns relativt lite publicerat om effekten av att förbättra passagemöjligheterna i vägtrummor. Erkinaro m fl (2017)

visade att lax kunde nyttja nytt habitat uppströms de restaurerade vägtrummmorna i sju mindre biflöden till Tana älv i norra Finland. Eftersom dessa biflöden var små var det dock relativt små habitatarealer som tillkom för lax som ju generellt undviker mindre vattendrag.

Wood m fl (2014) studerade effekten av att förbättra utloppen från vägtrummor genom att minska fallet nedströms på spridning av amerikansk bäckröding i åtta små vattendrag i West Virginia, USA. De fann en snabb, men relativt begränsad ökad spridning av fisk mellan vattendragen. De vägtrummor som var aktuella i denna studie fanns i små vattendrag med begränsade populationer av strömlevande laxfisk.

Detta är en situation som kan liknas vid många av de vattendrag i Sverige där förbättring av passagemöjligheterna för fisk genomförts i mindre skogsvattendrag. Det är rimligt att anta att fiskar får ökade möjligheter att spridas i vattensystemen. Detta borde främst resultera i bibehållen eller ökad genetisk variation, men kanske inte signifikant ökade tätheter av fisk. Det behövs svenska studier som fokuserar på att bedöma om så är fallet, och då för fler fiskarter än öring, och gärna även med fokus på stormusslor.

21.5 Grundläggande principer

I princip kan sägas att vägtrummans slukförmåga styrs av antingen inflödet eller utflödet och alltid är lägre än den teoretiskt maximala. Underdimensionerade trummor som inte förmår svälja tillrinnande vatten sägs vara inflödeskontrollerade. Vattenhastigheten i trumman är ofta hög och vattendjupet lågt. Åtgärder nedströms trumman har ingen effekt på denna situation. Utflödeskontrollerade trummor kan svälja mer vatten än vad som rinner ur dem. Vattenhastigheten bromsas i trumman som ofta är nästan full och kan sättas igen med sediment. Underdimensionerade trummor brukar få fall nedströms. Erosionen fortsätter sedan till dess att trummans utlopp undermineras och den sticker ut från vägbanken. Dessa "kanonrör" skjuter effektivt alla migrationsplaner i sank!

Primärt gäller det att bedöma om en vägtrumma fungerar som den ska, eller utgör ett problem och därmed behöver åtgärdas. Som princip gäller att om trumman vid visuell besiktning inte anses uppfylla kraven ska den räknas som ett vandringshinder, vare sig det rör sig om totalt, partiellt eller temporärt hinder. Några avancerade beräkningar för att bedöma olika fiskarters passagemöjligheter är generellt inte nödvändiga, även om sådana finns att tillgå. Typiska data vid en analys är trummans storlek, lutning, vattenhastighet, vattendjup, i och nedströms trumma samt förekomst av fritt fall. Komplettera gärna med uppgifter om erosionsrisk finns i anslutning till passagen. Helst sker inventeringen både vid låg- och högflöden. Utgångspunkten ska vara att samtliga förekommande arter och storlekar ska kunna passera och att vid tveksamhet så ska passagen åtgärdas. Glöm inte arter som utter och groddjur.

Den enklaste metoden för att bedöma flöden, nivåer och hastigheter är att besöka passagen vid olika vattenföringar och göra bedömningar, alternativt mätningar på plats. Saknas data om flöden och de hastigheter som uppkommer kan information om de förra fås från SMHI (Vattenweb) och de resulterande vattenhastigheterna kan skattas med empiriska modeller som utvecklats just för vägtrummor.

Av de generella hydrologiska modellerna är den enklaste metoden för att grovt skatta flödet Mannings ekvation, som berördes i avsnitt 3.3. Mannings ekvation ger i princip utloppshastigheten på vattnet i situationer när trummans vattenföring inte påverkas av vattendraget ovan eller nedströms, eller av utformning av in- och utlopp. Värdena på hastigheten blir därmed klart överskattade i jämförelse med de verkliga förhållandena. För att använda formeln krävs att man bestämmer lutningen på trumman, uppskattar medeldjupet och dessutom använder ett lämpligt värde på Mannings koefficient, förslagsvis 0,015 för cementrör och 0,022 för korrugerad plåt. Mer detaljerade anvisningar finns utgivna av Vägverket (2008).

Trummor av korrugerad plåt leder till en inbromsning av vattenhastigheten närmast intill vägen. Detta skapar möjligheter för mindre fisk och yngel att vandra trots en högre genomsnittshastighet i vägtrumman. Även vissa bottendjur kan successivt krypa längs botten i sådana trummor. Dock uppstår mycket turbulens i korrugerade trummor vid vattenhastigheter över 0,6 m/s, vilket försvårar vandring för mindre djur (Powers m fl 1997). Ännu bättre passagemöjligheter erbjuds självfallet i halvtrummor med naturlig botten.

Fiskar vandrar även i långa vägtrummor, ibland över en kilometer, men satsar inte hela sin energi när de inte ser hur långt de måste vandra. I en lång trumma är det därför väldigt viktigt att vattenhastigheten inte är hög (Robison m fl 1999).

Arbetsgång vid prioritering och projektering

- Se råden i kapitel 2 och 9.
- Vägpassager ska som andra restaureringsåtgärder planeras och bedömas ur ett landskapsperspektiv eftersom det inte finns medel för att åtgärda alla problem samtidigt. Identifiera och prioritera områden med stora naturvärden, hotade, känsliga eller ekonomiskt värdefulla arter. Prioritera vattensystem som mynnar i större vattendrag, på kusten eller i stora sjöar eftersom tillrinnande vattendrag ofta är en viktig del i dessa vattenområdens ekologiska funktion. Försök även ta fram historiska data om förekommande arter på och i anslutning till lokalen. Finns/fanns till exempel utter och flodpärlmussla eller andra stormusslor? Exempel på andra arter som kräver särskild hänsyn är lax, harr, id, vimma, ål, flod- och havsnejonöga och öring. Finns uppgifter om till exempel potentiella habitat för laxfisk uppströms passagen kan det vägas in i bedömningen.
- Inventera vattendraget upp- och nedströms åtgärdsobjektet så att inga andra vandringshinder finns, naturliga eller artificiella.
- Ta fram avrinningsområdesareal ovan passagen och flödeskaraktistika för vattendraget. Helst bör skattningar av 100-årsflödet finnas med för viktigare vägar. Ta även fram data över lägsta lågvattenföring som information till byggnationen.
- Identifiera ägare av passagen (markägare) och diskutera situationen. En del av de större skogsbolagen känner ansvar och hjälper till med att byta ut trummor som är felaktigt dimensionerade eller lagda.
- Genomför vid behov en enkel geoteknisk undersökning för att kontrollera jordarter och djup till fast berg. Ofta kan det vara tillfyllest att observera området och sondera marken med ett armeringsjärn. Bedöm vilket markunderlagsarbete som behövs för passagen? Normalt kan en markbädd av krossten eller grus/makadam vara tillfyllest.

- Bestäm typ av åtgärd; utbyte eller förbättringar av befintlig passage. I utbyte ingår att installera en bro eller halvtrumma (valvtrumma, valvbåge), alternativt att lägga en bättre dimensionerad och placerad heltrumma. Dessutom ingår att anpassa passagen för terrestra och semiakvatiska djur vid behov.
- Vid viktiga passager eller viktiga system är det bra att tänka över om någon form av uppföljning av åtgärden ska ske. Uppföljningen kan inskränkas till att mäta vattenhastigheter och djup vid olika flöden (funktionskontroll; avsnitt 11.2). Detta kan göras samtidigt på flera passager varvid kostnaderna nedbringas. För ett vattensystem kan sedan kontrollpunkter för till exempel elfiske läggas fördelat mellan övre och nedre stationer (effektkontroll; avsnitt 11.3).
- Utforma skötsel- och tillsynsplan. Gör avtal med markägare eller andra om tillsyn.
- Identifiera lämplig period för genomförande. Ofta vid lågvatten i slutet av juni-början av september. Då minimeras grumling samtidigt som viss återhämtning av vegetation kan ske på bar mark.
- Bestäm behov av och metodik för omledning eller dämning av vatten under byggnation. Se till att vatten återförs så tidigt som möjligt i fåran så att botten inte ligger bar.
- Bedöm eventuella behov av motverkan av grumling nedströms (kan ske med länsar, trädgrenar, halmbalar eller liknande). Generellt ska körning, grävning och omlastning ske så att grumling undviks, det vill säga helst under torra förhållanden. Viss grumling bör tillåtas om inte nedströms fauna (stormusslor, lekområden för laxfisk) är uttalat känslig.
- Behöver strukturer eller organismer flyttas undan från vattendraget under arbetet? Typiska exempel kan vara förekomst av flodpärlmusslor eller lekbankar i anslutning till åtgärden. Om fisk fiskas undan och hålls i sumpar ska vattentemperaturen vara lämplig ($<20\text{ }^{\circ}\text{C}$) och fisken ges stort utrymme. Normalt behöver fisk inte flyttas undan.
- Åtgärden anmäls till länsstyrelsen. Generellt hålls endast lokala samråd med berörda markägare (Miljöbalken 11:e kapitel 12§) om åtgärden inte bedöms påverka allmänna och enskilda intressen. Om medelvattenflödet är högst en kubikmeter per sekund räcker det generellt att anmäla till Länsstyrelsen. Är flödet större än en kubikmeter per sekund krävs i regel tillstånd från Mark- och miljödomstolen.
- Krävs åtgärder i vattendraget omedelbart uppströms för att förhindra igensättning och påverkan från isavgångar på den nya passagen? Att till exempel lägga ett antal större stenblock en bit uppströms kan minska negativ påverkan från drivande föremål.
- Utforma arbetsmiljöplan (avsnitt 2.6), eventuellt som ett underlag till anbud. Lägg speciell vikt vid åtgärder som minskar körning i känslig mark, ger erosion eller kontaminerar. Se i förväg ut lämpliga platser för uppställning och drivmedelspåfyllning av maskiner. Använd utpekade körvägar och avlastningsplatser. Markera känsliga träd och markavsnitt så att körning ej sker.
- Sedan gäller det slutligen att ha ett miljötänkande vad gäller maskiner som används. Se till att all utrustning tvättats med högtryck innan de anländer. Utrustningen bör vara väl servad och utan läckage. I upphandlingen bör man också ha med att det ska användas hydrauliska miljöoljor i maskinerna. Om

risk för spridning av kräftpest eller fisksjukdomar finns, behöver maskiner och utrustning desinficeras eller torkas till absolut torrhet.

- Försök att genomföra åtgärden från stränderna. Helst körs inga maskiner i vattendraget.
- Observera att många entreprenörer tidigare inte var vana att lägga annat än heltrummor på gammalt vis. Se alltså till att informera ordentligt. Gör bra arbetsbeskrivningar och följ upp under arbetets gång.
- Förhindra också att skräp, massor, drivmedel, oljor, betong med mera kommer ned i vattnet. Vid eventuellt spill av oljor och drivmedel ska allt arbete upphöra och sanering vidtas omedelbart.
- Bedöm också behov av andra restaureringsåtgärder i anslutning (till exempel etablering av kantzon, omgrävning av fåra, utläggning av strukturer) eller kompletterande åtgärder (erosionssäkring, sådd av gröda, fågelholkar, faunadepåer (avsnitt 16.5), räckan).
- Kommer trafik på vägen att påverkas av arbetena? Behöver vägen stängas av eller trafiken ledas om?

Detaljutförning vid nyinstallation/utbyte av trumma

- Alla vägpassager ska vara dimensionerade för att klara det maximala högvattensflödet som beräknas kunna inträffa under en 100 års period. Underdimensionera aldrig. Problemen kommer med för små trummor. Robison m fl (1997) anger att i mindre vattendrag ska trummans diameter som ett riktvärde vara dubbla vattendragsbredden vid högflöde! Råd om dimensionering hittar du på Trafikverkets webbsida. Tänk på att det går att ha fler än en trumma på platsen.
- Om åtgärden är någorlunda kostnadseffektiv bör man därför i första hand anlägga broar, i andra hand används halvtrummor och i tredje hand överdimensionerade och nedsänkta (nedgrävda) trummor med naturligt bottensubstrat.
- Av de olika typerna av heltrummor är generellt ovala trummor att föredra framför runda trummor. Ovala trummor är bättre än runda på grund av att de inte behöver överdimensioneras och grävas ned lika mycket som runda trummor för att bibehålla vattenfårans naturliga bredd. De ovala trummorna kan också anläggas med något större lutning (upp till 1 %) jämfört med runda trummor genom att vattenhastigheten ofta är något lägre i ovala trummor. En nackdel är dock att vattendjupet vid lågvatten kan bli lägre än i en rund trumma. Därför bör man, förutom att gräva ned den i bottensubstratet, antingen bygga glesa trösklar nedströms för att säkerställa tillräckligt vattendjup eller skapa en vattenfåra i trumman genom inläggning av naturligt substrat.
- Vägtrummor finns tillverkade i betong, korrugerad plåt/stål eller plast. Korrugerade ståltrummor rekommenderas därför att de är mer styva och stabila än släta. En ytterligare fördel är att ”korrugeringen” bromsar vattenflödet, vilket underlättar faunapassage.
- Surt och aggressivt vatten kan dock angripa plåttrummor (oftast varmförzinkad stål) och en analys av vattenkvaliteten bör ske om sådana ska användas (Karlsson 1987). Är det risk för surt och aggressivt vatten finns

trummor som ytbehandlats med ett ytskikt av HDPE-plast, vilket förlänger trummans livslängd avsevärt.

- Alternativet är i andra hand betongtrummor som kräver mindre överfyllning och kan överfyllas med material från platsen. Är platsen svår att komma åt med maskiner rekommenderas istället de lättare plasttrumorna. De kan dock generellt inte göras i grövre dimension än 1000 mm om fordonstrafik ska tillåtas (Bergengren 2007).
- Trumman ska placeras på en kompakterad bädd och bör dessutom placeras på någon form av stöd om det är en halvtrumma, gärna betongfundament om det förekommer tyngre fordon, annars kan enklare stöd användas (Figur 126, 127).



Figur 126. Vy uppifrån över inlopp till halvtrumma på betongfundament. Observera hur fundamenten gjutits med en slits som underlättar inplacering och stabilisering av trumman. Vid behov hade något eller båda fundamenten kunna ha gjutits bredare så att en strandpassage för utter hade bildats. Den uppmärksamme läsaren kan ana från vattendragets bredd att trumman tyvärr är underdimensionerad – som så ofta. Foto: Erik Degerman.



Figur 127. Enkla stöd i form av korrugerad stålplåt används när trumman inte ska bära tyngre trafik. Foto: Jan Lundstedt.

- Det krävs ett förarbete i form av markarbeten under trummans läge. En stabil bädd av fin krossten eller makadam, eventuellt med ett lager grus ovanpå är en bra bas. Kom ihåg att kompaktera markbädden (Figur 128).



Figur 128. Här har underlaget (stenkross) under vägtrumman kommit på plats och kompakterats. Genom avvägning ser man att det blir rätt lutning (Skärjån, Söderhamns kommun). Foto: Jan Lundstedt.

- Tänk på att det alltid finns risk för att vatten avleds vid sidan eller under trumman. Vägbanken måste dels vara tät mot sådant inläckage, samtidigt som markbädden är dränerande så att inströmmande vatten förs undan. I känsliga lägen kan vägbanken uppströms förses med tät geotextil nedtill. Runt skarvarna i trumman ska man alltid lägga en täckande geotextil (markduk) med en längd om cirka 1,5 gånger trummans omkrets.
- Det är alltid viktigt att skydda inlopp och utlopp mot erosion av högvatten (Figur 129). Runt inloppet bör man ofta lägga krossten om stora vattennivåvariationer förväntas. All kross och sprängsten bör sedan täckas med naturmaterial (natursten), alternativt med jord som besås.



Figur 129. Vid kanten av denna nedgrävda heltrumma har högvatten eroderat. Det är mycket viktigt att erosionssäkra genom att lägga större sten (eventuellt krossten) vid kanten, alternativt gjuta en betongkrage vid sådana här ställen. Gjuts en betongkrage minskar också risken att skräp och grenar fastar uppströms trumman, men i gengäld ökar vattenhastigheten i trumman något. Foto: Erik Degerman.

- Trumman behöver stöd från sidorna för att stå emot tyngden av fordon. Vägbanken bör inte ha större lutning än 1,5:1 (horisontellt avstånd, vertikalt avstånd). Skulle lutningen vara större måste den erosionssäkras antingen genom utläggning av sten eller genom att kläs med betong.
- Trumman ska sedan övertäckas (överfyllas). Generellt ska överfyllnaden vara minst 0,6 m, undantaget plasttrummor där 1,5 m krävs. Överfyllnadshöjden kan sedan vara upp till 6 m eller mer, undantaget för halvttrummor av stål (valvbågar) där 2 m anses vara maximalt. Materialet bör generellt vara ganska fint; max 32 mm vid plasttrummor och max 100 mm vid korrugerade ståltrummor, så att materialet kommer in mellan räfflorna. För

betongtrummor kan osorterat material från platsen användas (Karlsson 1987).

- Hur mycket fyllnadsmassor som totalt krävs för vägbanken kan i regel skattas grovt på plats, men detaljerade anvisningar finns från Trafikverket. Volymen av massorna kan beräknas om vägbankens lutning (%) är känd, liksom vägbankens övre och nedre bredd. Vägbankens nedre bredd brukar göras något större än bredden på vattendraget.
- Placera runda trummor djupt i botten, minst 30 cm under den naturliga botten vid lågvatten.
- Vattenhastigheten ska inte överstiga 0,3 m/s i sammanhängande partier, till exempel utefter botten, så att små djur kan passera. Vattenhastigheten i vattnets huvudmassa bör inte överstiga 0,4 m/s. Vid högre hastighet ska naturligt substrat användas för att bromsa hastigheten, alternativt åtgärder utanför trumman upp- och nedströms. Eventuellt får trumman överdimensioneras för att minska vattenhastigheten.
- Vattenhastigheten i trumman bör dock inte avvika alltför mycket från den i vattendraget upp- och nedströms.
- Det får aldrig finnas fritt fall nedströms trumman. Vattendragets botten nedströms ska ansluta direkt till botten i trumman.
- Nedströms trumman bör vattendjupet vara minst 0,6 m och uppströms minst 0,3 m vid lågvatten.
- Vattendjupet bör ej någonstans understiga 20 cm i trummans ”mittfåra” vid normal lågvattenföring.
- Helst bör passagen vara kortare än 30 m om lutningen överstiger 0,5%.
- Endast i undantagsfall, korta sträcka och mycket ringa lutning, kan trummor användas utan att använda naturligt botten substrat. Ska heltrumma användas utan infört botten substrat måste lutningen understiga 0,5% för rund trumma respektive 1% för oval trumma. Vid högre lutning och hastigheter väljs bro eller halvtrumma, alternativt grävs trummorna ner och naturligt botten substrat införs.
- Vid lutningar större än 0,5 % respektive 1% (oval) bör man överdimensionera trummorna, gräva ned dem i botten och fylla dem med stenmaterial så att vattenfårans naturliga egenskaper i allt väsentligt bibehålls. Heltrummor ska vara nedgrävda 0,3–0,6 m i botten, ju längre trumma och ju större lutning desto djupare.
- Dimensionering bör minst ske efter befintlig vattendragsbredd och djup vid högflöden. Ta som ett riktvärde att diametern på en hel- och halvtrumma ska vara dubbla vattendragsbredden vid högflöden om lutningen överstiger 0,5%.
- Minsta rekommenderade trumdiameter i fiskförande vattendrag är 0,6 m.



Figur 130. Bra med oval heltrumma, men gräv ned den så att den följer vattendragets bottenprofil och får ett naturligt bottensubstrat. Foto: Pierre Samuelsson.

- Generellt bör man undvika att installera strukturer i trummorna för att minska vattenhastigheten. Det är bättre att överdimensionera trumman och fylla den med naturligt stenmaterial. Om bromsande strukturer behöver installeras är det främst rektangulära betongtrummor och ovala trummor som är lämpade för sådana installationer.
- Om vägpassagens bredd (trumlängden) är större än 30 m, lutningen är större än 3 % eller om vattendraget hyser hotade arter bör man helst använda broar, halvtrummor eller, som sista alternativ, överdimensionerade och nedgrävda, delvis fyllda, ovala trummor för vägpassagen.
- Broar rekommenderas speciellt där mycket död ved och annan bråte förs med vattendraget och där vattendragets bredd är över cirka 8 m.
- Finns utter, bäver, vattennäbbmus och andra semiakvatiska arter ska de obehindrat kunna passera genom trumman (se nedan).
- Trumman eller bron ska ligga i linje med vattendragets huvudriktning. Avviker riktningen för mycket ($>30^\circ$) skapas ofta förhöjd vattenhastighet och turbulens vid inloppet. Samtidigt eroderas ofta runt trummans ingång eller vid brofästen.
- Nedströms trumman måste botten erosionssäkras så att inte ett fall uppstår med tiden.
- Erosionssäkra stränder så att inte vattendraget ändrar riktning. Det skulle kunna göra trumman opasserbar och kan rasera vägbanken.
- Eftersträva naturlighet. Använd natursten för att säkra slänter och botten. Varierade dimensioner av material. Titta upp- och nedströms hur bäcken ser ut, försök sedan efterlikna detta i arbetsområdet, även variation av bredd. Ofta vallas området in upp och nedströms vilket ökar vattenhastighet och

erosionsrisk. Om möjligt bör man arbeta med stensatt terrassering, i princip svämplan, för att minska hastigheten in i trumman vid högflöden.

- Gallerintag (Figur 131) kan används för att förhindra att trumman blockeras av död ved och skräp. Risk finns att vägbanken eroderas om trumman blockeras. I tätort finns också risken att barn tar sig in i trummorna. I regel utformas gallren så att det finns en öppning nedtill. Problemet är att mer tillsyn kan behövas.



Figur 131. Gallerintag används främst i urbana miljöer, men kan vara ett alternativ i områden med stora mängder drivande grenar och träd. Gallret monteras normalt med en spalt undertill som ger fri passage för mindre föremål och även akvatiska organismer som fisk, men i urbana miljöer vill man främst säkerställa att inte små barn kryper in. Foto: Erik Degerman.

Förbättring av vandringsmöjligheter i befintliga trummor

Trummor som möjligen är vandringshinder ska bytas ut. Ibland är det dock förenat med stora kostnader och kanske även tekniska problem. Som en, helst tillfällig, lösning kan man då tillgripa fyra sätt att minska vattenhastigheten eller öka tillgängligheten i befintliga trummor:

1-Skapa strukturer i trumman som bromsar vattenhastigheten. Detta är svårt eftersom åtgärderna inte brukar ligga kvar på plats och samlar på sig skräp. Sätter man in falsar i trumman så bör deras höjd vara maximalt 10–15% av trummans totala höjd (diameter). Avståndet mellan falsarna är föremål för olika åsikter. Försök i Himleån, Varberg, har visat att om avståndet mellan falsarna anpassas så att det vatten som sköljer över uppströms tröskel hinner dyka ned och så att säga vända upp över nästa fals så sköljs systemet hela tiden rent utan att bråte fastnar (muntligen Lars-Göran Pärklint). Detta kallas ett dykande flöde. Falsarna sätts således in som miniatyrtrösklar och vägtrumman är egentligen på väg att bli en liten fiskväg av typen bassängtrappa. Amerikanska rekommendationer (Robison m fl 1999, Bates 2003) är istället att falsarna ska fungera som ett varierat bottensubstrat och generera ett vågformigt flöde. Vattnet ska inte dyka ned mellan falsarna, som istället ska sitta tätt. Denna inriktning med täta falsar försöker efterlikna ett korrugerat rör. Falsar kan alltså sättas glest så att det blir likt en fiskväg, eller tätt, likt ett korrugerat rör. Den senare metoden minskar risken att skräp ansamlas, istället ökar dock risken att sediment ansamlas. Oavsett utformning är det alltid risk att bråte och skräp fastnar. Ofta är det mycket svårt att rensa en sådan igensatt trumma. Falsar kan egentligen bara sättas in i trummor som man kan krypa in i och rensa (>1000 mm i diameter). Dessutom gör den turbulens som uppstår kring falsarna att trummans livslängd förkortas. Falsar är absolut sista och sämsta utvägen och kräver mycket tillsyn.

2-För att minska vattenhastigheten i trumman och även bygga bort små fall kan man tröskla nedströms utloppet. Trösklarna byggs upp av sten i varierande storlek (Figur 132). Det är viktigt att strukturerna blir stabila med tanke på högvatten och isgång. Försök att v-skära trösklarna så att vatten och djur även passerar vid lågvatten. Den första tröskeln bör ligga ungefär två vattendragsbredder nedom vägtrumman. Ju längre ner från trumman, desto högre och kraftigare tröskel behövs. Detta eftersom terrängen ofta faller undan nedströms trumman. Ytterligare trösklar bör ligga på en vattendragsbredds avstånd. Varje tröskel kan vara upp till 10–20 cm högre än den nedströms. Om man trösklar på detta sätt kan djur lättare passera, men genomgångar har visat att effekten av passagen som helhet sällan blir tillfyllest (Robison m fl 1999).

För ett mer naturligt utseende kan trösklingen göras som en biotopvårdsåtgärd där större sten och block läggs i ett friare mönster så att vattennivån höjs och -hastigheten minskar. Trösklingen nedströms trumman kan alltså vara lik den vid naturlig biotopvård, man bygger helt enkelt upp nedströms bottnar så att de bromsar flödet. Använd förankringsstenar och blandade fraktioner till grusstorlek. Det är den metod som brukar se bra ut. Svårigheten är att få det tillräckligt tätt vid lågvatten. Kan vara klokt att lägga någon typ av markduk/geotextil i botten om fallhöjden som ska byggas bort är stor.



Figur 132. Tröskling nedströms vägtrumma för att minska vattenhastigheten och få nedströms vatten att direkt ansluta till trumman utan fall. Vid låg vattenföring, som på bilden, blir dock en tröskel nedströms ett hinder för större fiskars passage om inte en tydlig fåra skapas. Foto: Erik Degerman.

3- Som ett tredje alternativ kan vattenhastigheten bromsas i inloppsområdet genom att **lägga ut mer sten uppströms**. Risken är dock att vattenhastigheten ökar successivt i trumman, varför åtgärden ofta får kombineras med någon av de tidigare nämnda åtgärderna ovan, lämpligen att fortsätta stenuläggningen nedströms eller att tröskla. En fördel med stenuläggning uppströms trumman är att skräp och is kan hindras från att komma in i trumman.

4-**Sänka bottenprofilen uppströms**. I besvärliga lägen kan det vara nödvändigt att helt enkelt gräva om vattendraget på en kort sträcka uppströms för att få ner lutningen. Sådana ingrepp blir dock kostsamma och kräver maskinarbete nere i fåran, vilket kan ge negativa effekter. Ett alternativ kan vara att bredda fåran och göra terrasser likt svämplan. Annars finns risk för erosion i bäckbotten.

Passager för utter och andra djur

Även om fiskar kan passera en vägtrumma eller under en bro är det inte säkert att andra djur kan det. Utern simmar inte gärna igenom vattenfyllda vägpasager, speciellt inte om trumman är feldimensionerad och därmed vattenhastigheten är hög. De letar efter en torr strandbrink att ta sig över på. Det gör att de springer över vägbanken och många uttrar trafikdödas årligen. Det behövs därför torra strandpassager under broar och i vägtrummor, alternativt torra vägtrummor som uttern kan ledas till (Figur 133). Torra passager kan också vara viktiga för andra däggdjur, grodor och kräldjur. Dimensioner på 1500 mm i en torr vägtrumma passar de flesta arter. Cirka 750 mm är lämpligt för utter och grävling, men även bäver och igelkott.

Om man anlägger en torr vägtrumma bör (Vägverket & Trafikverket 2005):

- Tunneln helst vara av betong, eventuellt plast eller metall.
- Tunneln vara utformad så att den inte vattenfylls.
- Lutningen inte överstiga 1:2.
- Mynningarna vara i nivå med omgivande mark.
- Bottenmaterialet vara så naturligt som möjligt, till exempel sand, grus och sten.
- Trumman vara ansluten till omgivningen med vegetation som ger skydd fram till mynningen.
- Det förhindras att djuren tar sig upp på vägbanken genom korta stängsel eller liknande. För utter rekommenderas cirka 25–50 m stängsel på var sida om passagen.
- Tunnelarna anläggas ostört och helst så att de ej belyses natttid.

Även torra vägtrummor kräver tillsyn och skötsel. De får till exempel inte växa igen vid mynningen. Stängsel och andra anordningar för att leda djur mot öppningen måste vara hela och tillräckligt omfattande.



Figur 133. Nedgrävd heltrumma med högre liggande utterpassage i form av en rund betongtrumma i ett biflöde i Öreälvens övre avrinningsområde, Västerbotten. Foto: Erik Degerman.

Strandpassager kan ordnas utmed vattendraget under bron eller i trumman. En strandpassage bör vara minst 0,2–0,3 m bred om utter ska passera, men ska även räv och grävling nyttja den bör bredden utökas till 0,5 m. Den fria höjden bör vara minst 0,4 m. I vägtrummor kan en strandpassage skapas genom att lägga en längsgående avsats över vattennivån, antingen gjuten, en fastskruvad I-balk, eller genom att göra fundamenten för halvtrummor breda. Det är också möjligt att bygga upp en strand av sten från vattendraget. Stenmuren fylls invändigt med jord, sand och grus. Observera dock att sådana konstruktioner kan spolieras helt av högvatten.

Risken för att skräp fastnar är stor om trummor har olika anordningar invändigt eller konstruktioner som minskar bredden. Se därför till att trumman är rejält överdimensionerad så att plats finns för vatten, skräp, strandpassage – och för den stackare som ska rensa eventuellt skräp.

Tillsyn och kompletterande åtgärder

Alla vattenpassager under vägar och järnvägar måste inspekteras och underhållas. Begynnande erosionsproblem, effekter av underdimensionering, men framför allt skräp och brötbildningar uppströms och i passagen måste tas bort.

Är problemen stora och upprepas har man försökt att sätta galleranordningar framför vägtrummorna (Figur 131). Dessa anordningar brukar dock ofta själva sättas igen. Fördelen är att skräpet inte fastnar inne i trumman. Generellt anses anordningar av denna typ försvåra fiskpassage (Taylor & Love 2003) och de rekommenderas inte. Att sätta en betongkrage runt inloppet kan vara en lösning då risken att skräp och grenar fastnar minskar betydligt.

Upprätta gärna ett tillsynsprotokoll. På sikt kan man därigenom få en överblick över vilka passager som orsakar problem. Dessutom kommer man successivt att få ett underlag för att göra empiriska modeller över lämplig utformning av passager för regionen. Att lära av misstagen är bra.

Vägpassager kan vara farliga för både människor och djur. Räcken och staket som leder och hindrar dem från att hamna på fel plats rekommenderas. Observera att räcken kan bli ett hinder för breda maskiner, exempelvis plogbilar och jordbruksredskap.

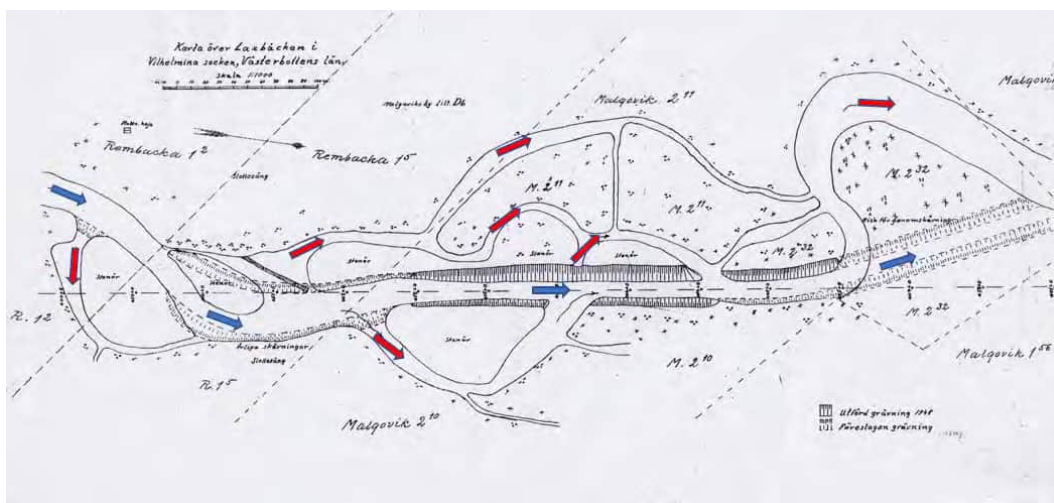
Glöm inte våra specialiserade vattenarter som forsärla och strömstare. Båda arterna bygger sina bon på små avsatser nära forsande vatten, till exempel i gamla stenbroar. I betongbroar är möjligheterna inte alltid lika goda, varför högt belägna små avsatser under broar och i stora halvtrummor är ett bra alternativ. Om lämpligt kan också fågel- och fladdermusholkar sättas upp avskilt från dessa avsatser (läs mer i Vägverket & Trafikverket 2005).

22. Habitatrestaurering – fårans form

22.1 Inledning

Vi presenterar i det följande fyra separata avsnitt som behandlar vattendragsrestaurering, dels fårans form, dels utläggning av stora strukturer samt död ved och slutligen anläggning av lekområden för fisk). Åtgärder i svämplan återfinns under hydrologisk restaurering (kapitel 13).

I brantare vattendrag med hårdbottnar av grövre fraktioner brukar fåran vara ganska stabil. Vattnets energi har fört undan finare material och kvar ligger ett material som inte enkelt rubbas av vattenflödet. Vattendraget gräver sig inte djupare utan breder ut sig åt sidorna, eller söker sig nya vägar ut i skogen (Figur 134). Den meandring som sker är mindre uttalad i sidled (lateralt) än i vertikal led, i höljor och stryk. Meandringen i sidled styrs mer av terrängformationer, berg och isälvsavlagringar, än vattnets strävan att minska energi genom en regelbunden meandring. Men dessa vatten har också en mer uttalad meandring i sidled i flackare partier där avsättning av finare material sker (transport- och depositionssträckor; avsnitt 3.3). I samband med framför allt flottning har även dessa fåror rätats, meanderbågar och sidofåror har stängts av. Fårans förmåga att dämpa vattnets energi har därmed minskat och översvämningar blir vanliga nedströms.



Figur 134. Genomförda (år 1948) och föreslagna flottledsrensningar i nedre delen av Laxbäcken enligt plan inlämnad av Ångermanälvens flottningsförening 1949. Kartan har förtydligats med blå pilar för den nya fåran och röda för avstängda sidofåror. Kopia erhållen från Flottningsmuséet i Sandslån (www.skoqsrikt.se/project/sandslansflottningsmuseum) via Micke Strömberg.

I områden med i huvudsak finkorniga jordarter har (de alluviala) vattendragen naturligt en tydligare meandring i sidled. Vattendragen gräver sig ofta djupare än de breder ut sig. Vid höglöden, när mycket träd rasar ned i vattnet eller när skred sker i strandzonen kan vattendrag också söka sig nya vägar.

I jordbrukslandskapet har vattendragen sänkts, rätats, rensats och breddats för att öka avvattningen. Bottnarna har grävts jämna och meandrar har stängts av. Generellt har vattendragen blivit bredare på grund av större höglöden som rasat genom systemen på grund av utdikning och avskogning (White m fl 2017). Successivt har vattenhastigheten och erosionen ökat i den nya fåran och man har behövt skydda

stränderna från erosion. Efterhand har man grävt bort avsatt sediment från bottenarna och lagt upp sedimentet som ett översvämningsskydd utmed vattendraget. Dessa vallar har lagts så nära vattnet som möjligt för att inte förlora produktiv mark. Vattendragets ökade djup och strandvallens ökade höjd gör att några svämplan inte finns kvar (Figur 135).

Generellt kan man säga att ett naturligt meandrande vattendrag är längre än ett rätat och har därmed lägre lutning. I det rätade vattnet tas inte vattnets ökade energi upp i samma grad av friktion mot stränder och mer energi i vattnet ger ökad erosion och transport av sediment. Vattendraget gräver sig ytterligare djupare och vid högflöden vidgas fåran. Sedimenten grundar upp lugnvattenområden, samtidigt spolats finare material ur i strömområden. Vattendraget blir ensartat och sandtransporten stor.



Figur 135. Täljeån på Närkeslätten rätades och kanaliserades och heter numer Kvismare kanal. De massor som grävs ur vattendraget läggs successivt på strandvallen och vattendraget blir djupare och förlorar kontakten med det allt högre och avlägsnare svämplanet. Foto: Erik Degerman.

22.2 Antropogen påverkan

Många vattendrag i jordbrukslandskapet har kanaliserats. Dessa ”avvattningskanaler” minskar vattendragslängden, minskar fårans mångformighet och bottenvariationen, eliminerar översvämningssoner i form av svämplan och minskar variationen i strandfloran. Effekten blir minskad retention av närsalter och sediment, sänkt grundvatten och ett artfattigt vattenlandskap. Ur de kanaliserade vattnen strömmar vårfloden snabbt och fårorna vidgas onaturligt och gräver sig djupare. På sommaren blir vattenföringen extremt låg och kanalerna växer igen med vegetation, speciellt som ingen skuggande kantzon finns. Vid nästa högflöde bromsar växterna i åfåran vattenflödet och det kan bli översvämningar. Då tillgriper man nya rensningar. I det rensade vattnet ökar erosionen och de massor som spolats bort från kanterna måste

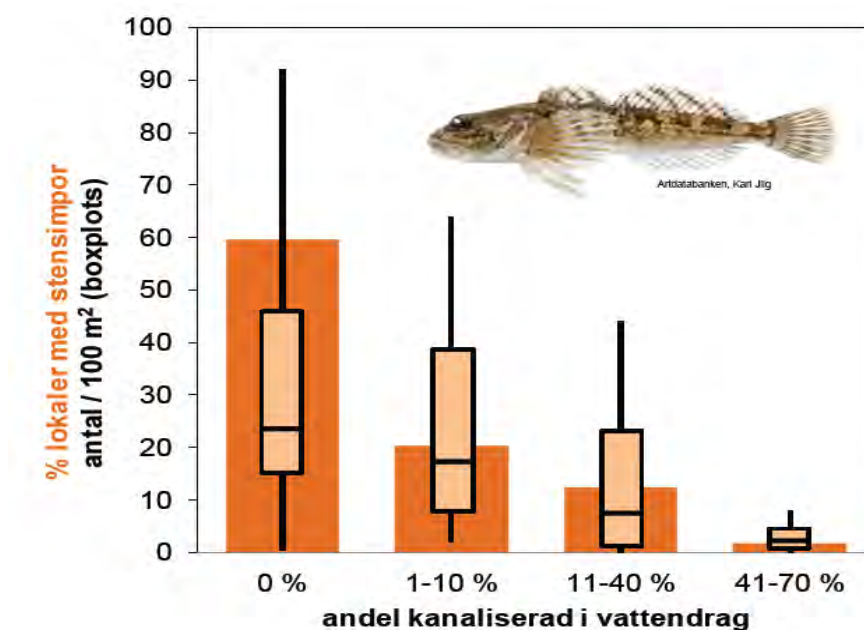
sedan grävas bort från vattendraget nedströms eftersom de dämmer i nya områden. Från det första spadtaget skapas en ond cirkel som kräver ständigt nya ingrepp.

De kanaliserade vattendragen ligger lägre i landskapet än den ursprungliga fåran. Förutom att detta sänker grundvattennivån i området innebär det att erosion även startar i tillflöden. Tillflödena får ju en ökad lutning i sin nedre del, vilket kommer att förändra morfologin. Även nedströms den kanaliserade sträckan kommer ytvattnen att förändras genom den utökade sedimentdepositionen i flacka partier.

De kanaliserade vattendragen är instabila eftersom de påtvingats en form som inte tar hänsyn till vattnets naturliga väg. De ökade vattenhastigheterna kan ge upphov till strilsandsområden, områden där sand ständigt omlagras till men för bottenfaunan. De rätade stränderna och den ökade vattenhastigheten utarmar floran och faunan.

Otaliga internationella studier har visat på negativa effekter av att förändra naturliga fåror till rätta kanaler (Moyle 1976, Rhoads m fl 2003). Orsaken är främst att vattenhastigheten ökar, att mångformigheten i habitat minskar och att kontakten med svämplanet försvinner (Figur 135). Studier i floden Rhen har visat att de avstängda fårorna fått en utarmad fauna och att arter försvunnit. Den i många länder rödlistade europeiska kärrsköldpaddan (*Emys orbicularis*) försvann nästan uteslutande efter hela Rhen när floden kanaliserades. Arten föredrog långsamflytande eller stillastående vatten med gott om fisk. Idag pågår försök med återetablering efter att avstängda flodarmar åter öppnats.

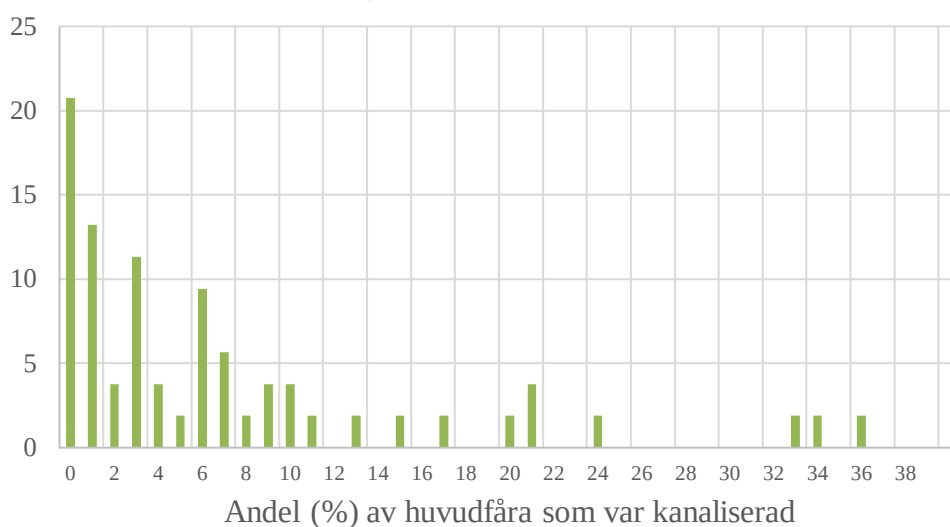
När ett vattendrag kanaliseras minskar framför allt habitatet för större bottenbundna fiskar och biomassan kan minska med en tiopotens (Oscor m fl 2018). När det gäller ungar av laxfiskar har man pekat på bristen på grövre substrat som skydd och ofta för höga vattenhastigheter vintertid (Millidine m fl 2012).



Figur 136. När bottenarna berövas på naturlig förekomst av sten och vattendragets kanaliseras minskar mångformigheten av fiskfaunan. Figuren visar hur stenimpas minskar i förekomst (brunröd stapel) och täthet (box-plot) med ökad andel av vattendraget som är kanaliserat. Data från Degerman m fl 2005a. Figur av Joep de Leeuw.

I Danmark anges att 98% av alla vattendrag rätats i vissa partier, ofta hela sträckningen (Brookes 1987). Ett urval av 53 mindre, svenska kustvattendrag undersöktes 2005 (Degerman m fl 2005a). Vattendragens skulle vara representativa för hela svenska kusten, från till Rickleån i Västerbotten till Älgsjöbäcken i norra Bohuslän och Gothemsån på Gotland. Huvudfåror var i medeltal 36 km långa (2,8–156 km). Avrinningsområdet var i medeltal 297 km² (14–1994 km²). Det var ett signifikant samband mellan andelen jordbruksmark och andelen av längden av huvudfåran som var kanaliserad bedömd från karta (linjär regression, Anova $F_{1,51}=14,5$, $p < 0,001$, $r^2=0,20$). Av de 53 kustvattendragen var 11 av huvudfåror utan kanalisering, det vill säga cirka 20%. Med tanke på det stora stickprovet kan man nog säga att detta indikerar att 80% av svenska kustvattendrag har blivit kanaliserade. De flesta var dock kanaliserade till 10% eller mindre av sin längd (Figur 137).

Andel (%) av vattendrag



Figur 137. Andel av 53 kustvattendrags huvudfåra som bedömdes vara kanaliserad utifrån kartuppgifter (Degerman m fl 2005a).

22.3 Målbild

Målbilden skiljer förstås mellan det typiska moränvattendraget och det alluviala vattendraget. I slättlandets vattendrag där det är helt kanaliserat är det svårt att förstå hur det ursprungliga vattendraget sett ut, även om äldre kartmaterial och rester av meanderbågar (korvsjöar) kan synas. Dessutom finns normalt inte längre plats i landskapet för vattendraget med sin naturliga form. Ofta blir det nödvändigt att ha en målbild som syftar till att återskapa inom de gränser som sätts av övrig markanvändning. I målbilden måste man beakta att det är mycket dyrt att låta vattendraget breda ut sig i landskapet. Enligt den statistik som Statens Jordbruksverk levererar till SCB var det genomsnittliga priset år 2019 för åkermark 96 000 kr per hektar och för betesmark 34 000 kr, dyrare (betydligt) ju bördigare mark det handlar om.

Idealt initierar man bara processer som låter vattendraget själv bestämma sin form. I denna process kan träd som faller ut i fåran eller bäveraktivitet ha en stor påverkan i mindre vattendrag (Polvi & Wohl 2013).

Oftast måste man dock gräva för att få tillbaka något mer naturligt. Därmed blir restaureringen och dess målbild ofta mer ingenjörsteknisk än återskapande – vad går att göra på befintligt utrymme och hur blir det stabilt? Och stabilitet är ju något relativt. Ju större vattendrag, desto längre tid innan det nått jämvikt. I stora alluviala älvar/floder kan det ta 1 000–100 000 år innan en ny jämvikt nåtts efter en större förändring orsakad av till exempel ett jordskred (Dade & Friend 1998).

Att hitta bra referensvattendrag i jordbrukslandskapet är mycket svårt. Kortare partier kan finnas i övergången mellan skogsbygd och slättlandskap (Figur 138).

I brantare vattendrag med grövre bottensubstrat (moränvattendrag) är det ofta enklare att se den påverkan som skett och enklare att med relativt små insatser, ofta på ett kortare avsnitt, både ta fram en målbild och restaurera. Det handlar ofta om att återskapa kontakt med avstängda fåror och öppna avstängda meanderbågar. En kontroll av gamla kartor (Figur 134) kan ge en klar bild av vattendragets storskaliga form förr. Lyckligtvis finns ett antal relativt opåverkade referenssträckor spridda över landet.

Det vore önskvärt att få såväl en nationell som internationell sammanställning över referenssträckor i olika typer av vattendrag och klimatområden. Målbilder som är hydromorfologiskt karakteriserade och väl dokumenterade.



Figur 138. Det meandrande vattendraget Garphytteån efter sammanflödet med Lekhyttebäcken i naturreservatet Lekeberga-Sälven, Närke. Vattendraget rinner i en djup ravin och har inte rätats.
Foto: Erik Degerman.

22.4 Evidensbaserade erfarenheter

Detta med stabilitet i en ny fåra är inte en paradgren för alluviala vattendrag. Det är väldigt populärt att åter meandra vattendrag i Nordamerika och forskare har länge

slagits med problemet att få de nya fårorna stabila. Modellstudier visar att det endast går om man stabiliserar stränderna (ganska självklart) och blockerar befintliga sidofåror, torra som blöta (Braudrick m fl 2009). Inte en ideal situation.

Kondolf (2006) är mycket kritisk mot projekt där man strikt följer de manualer som finns för restaurering av vattendrag där meandrar placeras ut på jämna avstånd och med samma kurvatur (jämför Figur 134, 138, 139). Han hävdar att de flesta rent geomorfologiskt inte blir stabila över en tid på månader-några år, vilket styrks av observationer av Smith & Prestegard (2005). Det finns metoder (till exempel Crosato & Mosselman 2009, Eaton m fl 2010) som finns för att beräkna en lämplig åfåra för stabilitet över tid, men detta ligger utanför denna sammanställning.

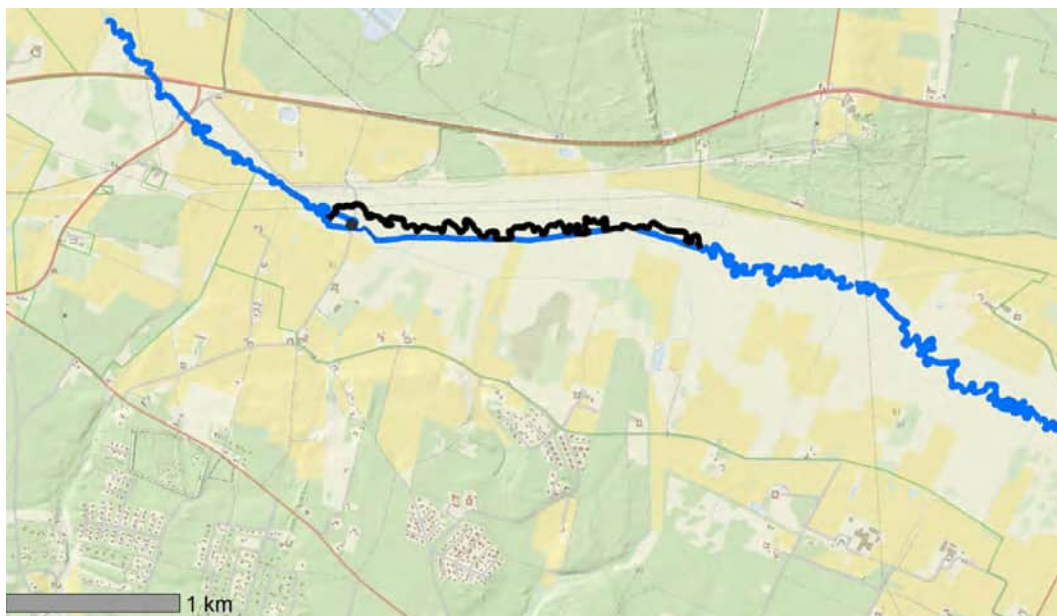


Figur 139. Vem tror att vattendrag som designats på ritbordet kan uppvisa den naturliga mångformighet som ett naturligt vattendrag uppvisar? Det gäller att vara lyhörd för vad som är naturligt i landskapet, inte att använda fixa formler och former. Lunndörrsån i Jämtland. Foto: Micke Sundberg.

I vissa landskap, ofta i urbana miljöer eller i områden med intensivt jordbruk, behöver man ta speciell hänsyn till att vattendraget inte får breda ut sig. I stället för att ta till hårda åtgärder (erosionsbegränsning) för att bevara en ny fåra, är det kanske bättre att överväga andra metoder än att återmeandra för att återfå vattendragets självrenande förmåga och naturliga habitat (Wolter 2010). Harvey m fl (2017) poängterar dock hur viktigt det är i restaurering att använda död ved i form av större stockar för att återskapa en naturlig fåra i vattendrag som blivit bredare och djupare av extrema höglöden. Finns utrymme och tid så behöver man alltså inte gräva en ny fåra utan kan se tiden an efter en initial knuff.

Ytterst få projekt har genomförts hittills i Sverige för att återskapa jordbruksvattendrags slingriga lopp genom att gräva en ny fåra. Bland de största hittills är Klingavälsån i Lunds kommun där 2,2 km restaurerats. Den nya fåran blev betydligt längre än den raka kanalen (Figur 140). Området utgör naturreservat vilket

möjliggjort att låta vattendraget återfå sitt utrymme i landskapet. Man hade tjockskalig målarmussla som mållart. Arbetet initierades inom EU-lifeprojektet ”Målarmusslans återkomst” lett av länsstyrelsen i Skåne (Lundberg & Österling 2016). I Fyleån genomfördes motsvarande åtgärder inom projektet på en 3,7 km lång sträcka, som blev 4,9 km när man vara klara. Samtidigt öppnades fem kulverterade tillflöden. I båda fallen skötte Ekologigruppen arbetet med att identifiera de gamla fårorna utifrån gamla kartor, gamla meanderfåror och GIS-analys av höjdskillnader.



Figur 149. Klingavälsån (blå) med den nya åfåran (svart linje) som blev 3,5 km att jämföra med den raka kanalens 2,2 km. Här har man återskapat något som ser naturligt ut. Ur Lundberg & Österling 2016. Karta Länsstyrelsen i Östergötlands län på underlag av GSD Terrängkarta raster, Lantmäteriverket.

Det finns dock i andra länder många genomförda projekt där alluviala vattendrag återmeandrats. Rind å i Danmark är ett bra exempel som visar effekter på längd, bredd och lutning. Den rätade ån var 1800 m. Efter att meandrar byggts blev den 550 m längre. Förutom nya meandrar har lekgrus lagts ut (145 m^3). Lutningen på sträckningen har sänkts från 0,065 till 0,055%. Bredden har samtidigt minskats från cirka 11 m till 9 m. För att återfå kontakten med svämplanet planades $35\,000 \text{ m}^3$ jordmassor ned för att få ett lägre åplan (Hansen 1996).

Det finns tyvärr få studier som långsiktigt följt effekterna på vegetation, fisk och bottendjur. Man har noterat snabb återkolonisation av bottendjur och makrofyter (Jungwirth m fl 1993, Friberg m fl 1994, 1998; Biggs m fl 1998, Pedersen m fl 2007). För fisk finns ett antal studier som visar vissa positiva effekter av återskapande av mer varierade fåror i slättlandsvattendrag (Kelly & Bracken 1998). Det tyska vattendraget Spree, som rinner i relativt urban miljö, har delvis återmeandrats åren 2004–2008. Vattendraget leddes åter via trettio avstängda meanderbågar, men projektet kunde inte genomföras i sin helhet på grund av protester från markägare. På en tidigare sträcka av 35 km ökade längden 2,7 km. Även i detta fall var tjockskalig målarmussla mållarten. Någon förbättring av fiskfaunan, mätt som ekologisk status, noterades inte (Wolter 2010), vilket ansågs bero på att projektet inte genomfördes fullt ut hydromorfologiskt. Det finns således många exempel på där man inte fått förväntad respons hos fisk, men generellt får man det (Stewart m fl

2009). Den kanske viktigaste erfarenheten av vad som rapporterats är att man får dåligt resultat om man åtgärdar alltför korta sträckor. Champkin m fl (2017) visade på små effekter på öring, ål och nejonögon efter att 370 meter av River Glaven (cirka 3 m bred) återmeandrats i England. Clark & Montemarano (2017) rapporterar likande iakttagelse från den ungefär lika stora Eagle Creek, USA, när 675 m återmeandrats.

När det gäller att öppna sidofårar finns mer övertygande bevis om positiva effekter på fisk, främst för att nya habitat som är mindre påverkade av vattenreglering skapas, till exempel för nordamerikansk stör (Erwin m fl 2017) och för rekrytering av lax och öring i sidofårar till Klarälven (Torbjörn Lundberg, muntligen).

22.5 Grundläggande principer

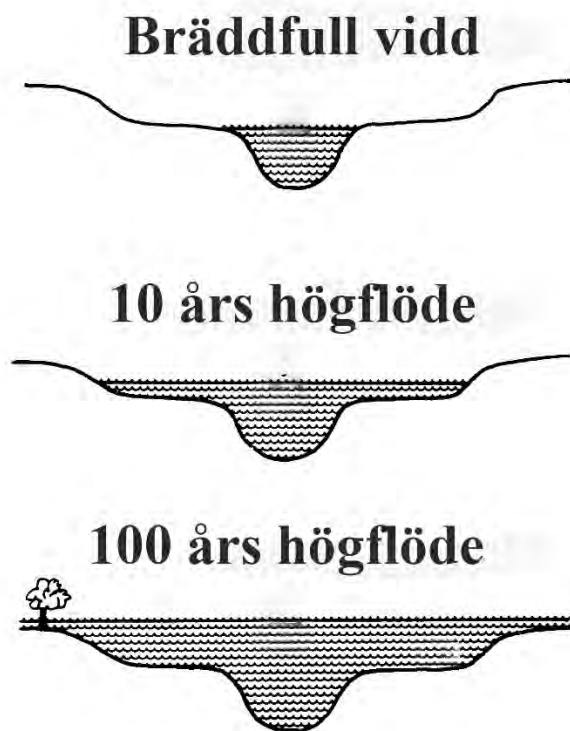
Det finns tre metoder för att återmeandra ett vattendrag; att initiera processen och låta tiden ha sin gång, att återansluta isolerande meanderbågar till den rätade fåran eller att gräva en ny fåra. Tyvärr har det blivit en övertro på att i marker med finkorniga substrat ska fåran vara en enda meanderande fåra. Ibland kan det naturliga tillståndet vara ett kvillområde, det vill säga flera parallella fårar. Dessutom designas ofta den enda fåran fel eftersom man inte utefter dess lopp tar hänsyn till förändringar i lutning, sel och sjöar, ändrade markförhållanden och så vidare.

Att restaurera ett vattendrags fåra är en delikat uppgift där risken är stor att misslyckas om man gör omfattande förändringar. Speciellt när man arbetar med större vattendrag kan åtgärderna vara förknippade med stora risker i form av översvämningar, oväntad erosion och instabila fårar. Internationellt arbetar man i restaureringen ofta med hydromorfologisk kompetens så att utformning av stabila fårar kan beräknas utgående från avrinning, sedimenttransport, lutning och jordarter. Sådant arbete syftar till att finna den mest stabila formen för ett vattendrag med naturligt utseende. Stabilitet får dock i dessa sammanhang ses som något dynamiskt. Vattendragets form kommer ständigt att förändras över tid, men det kan vara stabilt sett över kortare perioder (tiotals år).

Exempel på manualer för restaurering av meanderande floder med komplicerade beräkningar är US Army Corps Engineers manual (Soar & Thorne 2001, Copeland m fl 2001). Något enklare framställt finns det också i The federal interagency stream restoration group (2001). Dock vill vi starkt varna för dessa manualer som skapar vattendrag i en idealiserad form och där man ofta sedan förstärker med erosionsskydd och liknande för att behålla den pålagda formen. Ett påverkat tillstånd har ersatts av ett annat påverkat tillstånd, dock rimligen mer naturnära. De bästa exemplen finner ni via River Restoration Centre i England (www.therrc.co.uk).

Att arbeta efter konceptet om karbonkopian, det vill säga att återskapa den gamla fåran utifrån information i kartor, eller att i landskapet rent av leta upp den gamla fåran, låter naturligtvis som den ideala lösningen. Men bara om avrinningsområdet uppströms med markanvändning också är i sitt ursprungliga tillstånd, det vill säga i samma tillstånd som det stadium man försöker återvända till. Annars kan det hända att avrinningen ökat, att sedimenttransporten förändrats, och dessutom kan klimatet ha förändrats. Även bebyggelse och markanvändning kan ha ändrats väsentligt sedan den gamla fåran ändrades.

Många av de modeller för hur fåran ska se ut bygger på konceptet att det finns ett visst flöde som dimensionerar och formar fåran i alluviala vattendrag, det vill säga sådana vattendrag som rinner genom den typ av sediment de själva kan föra med sig. Detta flöde brukar vara det som precis når upp till vattendragets kanter – **bräddfull vidd** (bankfull width, Figur 141). Stiger vattnet ytterligare svämmar fåran över och vattnets eroderade kraft minskar. Denna vattennivå uppnås enligt nordamerikanska och engelska studier med 1,5 – 2 års intervall. Ännu högre flöden (flöden som återkommer vart tionde eller hundra år) kan transportera stora mängder sediment, men förekommer så sällan att de inte är den dominanta kraften bakom fårans utformning. Detta koncept med den geomorfologiskt bestämmande flödet är dock inte allmänt accepterat. Många av våra vattendrag rinner genom moränmarker och där förmår inte vattenflödet bära med sig de största partiklarna (sten, block), istället bildas sidofåror (Figur 134). Här fungerar således inte de modeller som utvecklas internationellt eftersom de baseras på vattendrag i områden med finsedimentära jordarter, typ jordbruksvattendrag, och där fåran alltid framställs som enkel utan parallella fåror.



Figur 141. Exemplifiering av högflöden i typiskt vattendrag med finkornigt substrat. Flöden till bräddfull vidd återkommer årligen eller vartannat år, extremflöden återkommer med längre intervall.

För att applicera de modeller som finns över hydromorfologin behöver man således ofta fastställa vad som är bräddfull vidd. Det är ofta svårt, men olika metoder finns utgående från landskapets topografi, vegetation, förändringar i strandens sediment. Genom mätningar kan man finna den nivå där kvoten mellan bredd och maxdjup är lägst. Det brukar sammanfalla med bräddfull nivå. När denna är fastställd kan ett antal modeller appliceras för att beräkna stabil form på fåran, lämpligt avstånd mellan meanderbågar, vattendjup, vattenhastigheter och sedimenttransport.

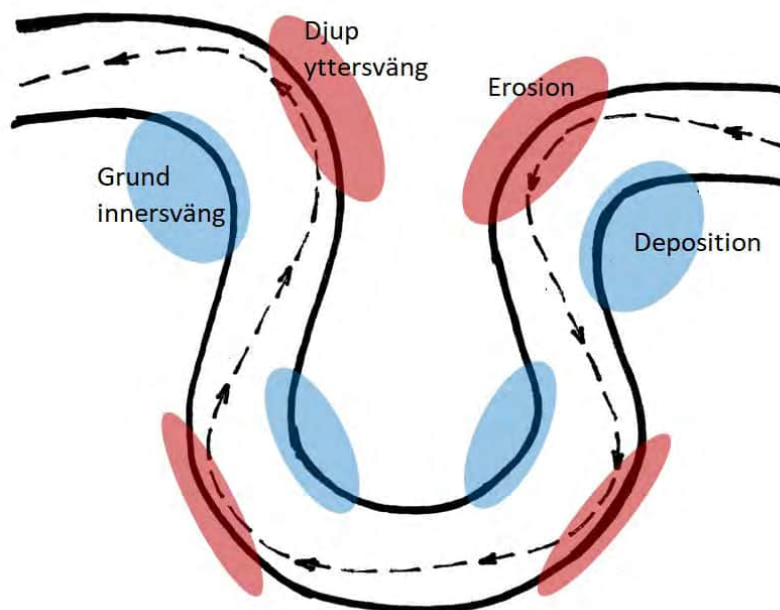
För att arbeta vidare med dessa modeller behövs grundläggande kunskap om hur meandrande fåror ser ut och dess nomenklatur (Figur 142, 143). Den djupaste fåran (thalweg) finns i ytterkurvan, medan strömmande partier med hårbottenar brukar bildas mitt emellan meandrarna på den plats där huvudströmmen skiftar från ena till andra stranden. Generellt anges att det är cirka 10–14 gånger vattendragsbredden mellan meanderbågarna. Det maximala djupet (D_{max}) i fårans yttersväng brukar relateras till medeldjupet (D) med ekvationen:

$$D_{max}/D = 1,5 + 4,5 * (\text{Meanderns kurvradie} / \text{Fårans bredd mellan meanderbågarna})^{-1}$$

Vi ser helst att man jobbar med vattendraget, i en successiv process över flera år. Att åter låta vattendraget meandra i sidled (lateralt) medför en mängd positiva effekter (Hansen 1996),

- ökat landskapsestetiskt värde
- ökad geomorfologisk och biologisk mångfald (fisk, bottendjur, växter)
- ökad kväveretention
- ofta ett våtare landskap med mindre järnockrabildning.

Men återmeandring kan också innebära att strömhabitat försvinner när lutningen minskar och måste därför övervägas nog.



Figur 142. En idealiserad meanderbåge som förenklat åskådliggör vattenströmmens huvudväg och var erosion och deposition sker. Ibland kan det vara nödvändigt att erosionssäkra yttersvängar om annan markanvändning, skredrisk eller rena utrymmesbegränsningar för vattnet finns. (Omritad efter Living_Amazonia.org).



Figur 143. Närbild av naturlig meanderfåra. Notera hur yttersvängen är djupare än innersvängen. I innersvängen avsätts finare sediment. Foto: Erik Degerman.

22.6 Generell arbetsgång

Vilken metod ska väljas, 1) att låta vattendraget sköta sig själv efter en initial ”knuff”, 2) att återanslutna isolerade meanderbågar, 3) eller att gräva en ny fåra?

1) Att låta vattendraget sköta sig själv.

- Kan det rätade vattendragen tillåtas att börja meandra igen, det vill säga finns det utrymme för ett naturligt lopp? Kanske kan detta i alla fall ske på korta partier?
- I mindre jordbruksvattendrag kan ett rätat vattendrag återta sitt slingriga lopp bara det får vara i fred, det vill säga inga rensningar genomförs. Detta tar dock lång tid.
- Har vi tid att vänta på att processerna ska sköta sig själva?
- För att snabba på processen med en naturlig återmeandering, kan man lägga ut död ved eller sten strategiskt.
- Ett problem när man satsar på att låta den befintliga åfåran själv få utvecklas fritt är att fåran på grund av rensningar är bredare och framför allt djupare än naturligt. Detta djupt liggande vattendrag kommer att fortsätta att dränera omgivande marker mer än naturligt. Anser man att den dräneringen är önskad bör en ny, grundare fåra grävas.

2) Att öppna isolerade meanderbågar och sidofårar

Att öppna bifårar har blivit vanligt i de större europeiska floderna för att dels öka den biologiska mångfalden, dels för att minska risken för översvämningar nedströms genom att vattenlandskapet utvidgas och därmed kan hålla mer vatten samtidigt som vattnet bromsas. Vid högflöden brukar det ofta bli omfattande erosion i dessa bifårors inlopp. Dessutom avsätts mycket sediment i dem på grund av den ofta lägre

vattenhastigheten jämfört med huvudfåran. Vattenhastigheten blir ju naturligt lägre i grundare avsnitt där mer av vattnet kommer i kontakt med den bromsande botten, dessutom förekommer ofta rikligt med vegetation i bifårorna.

Observera att det i ett naturligt vattenlandskap kan finnas bifåror (exempelvis korvsjöar) som successivt förlorat sin kontakt med huvudvattendraget av naturliga orsaker. Sådana bifåror är det lämpligt att se till att de bara får vatteninflöde vid höglöden, till exempel genom att sänka stränderna något.

Vid flottledsrestaurering i Sverige strävar man generellt efter att åter öppna sidofåror. Dessa är oftast inte rensade på sten och erbjuder ofta bra habitat för många strömlevande djur. För att få in vatten i sidofåror räcker det ibland med att riva ut stenrösen och jordvallar som lagts för att styra bort vattnet, ibland måste man också höja vattennivån i huvudfåran genom stenuläggning för att få in vatten. Ibland kan det vara stora strömhabitat som kan återskapas (Figur 144). Ofta kan det dock vara stora kulturintressen knutna till de konstruktioner som stänger sidofåran (exempelvis kilstensmurar). Då kan det vara lämpligt att göra genombrott i avstängningen i form av en halvtrumma eller liknande, och att bevara en helhet av intakt kulturmiljö på vissa särskilda sträckor med för kulturintresset värdefulla miljöer.

I moränvattendrag med finare fraktioner, (grus mindre sten) kan det i skogslandskapet ibland vara svårt att upptäcka avsnörda grenar. Ofta är de helt igenvuxna och ibland fyllda med material ditschaktat från huvudfåran. Det kan därför, om man inte har tillgång till äldre, detaljerat kartmaterial, vara lönsamt att noggrant inventera den tänkta restaureringssträckan. Man behöver också vara beredd på att ta bort skog och kanske återskapa nya kantzoner.



Figur 144. Öppnad sidofåra i övre Klarälven. Elfiskeuppföljning har visat god föryngring av lax och öring på sträckan. Foto: Erik Degerman.

Däremot är det ovanligare att återskapa den meandring som har funnits i vattendrag med grövre substrat utanför slättbygden. Om produktiv jordbruksmark och bebyggelse kan vara ett hinder i det senare området är ofta produktiv skog ett hinder utmed moränvattendragen. Ofta är det möjligt att åtgärda begränsade sträckor (Figur 145).



Figur 145. En rätning gjord för flottningen genom att skära igenom en meanderbåge vid Storudden i Laxbäcken, Vilhelmina, har åtgärdats genom att lägga igen passagen med sten och block. Eftersom vattendraget rätats på flera ställen är vattenflödet vid vårflod så starkt att man inte vågat lägga igen helt, utan tillåter ett visst flöde igenom. Foto: Micke Strömberg, Model forest.

3) I några fall måste den gamla fåran återskapas genom grävning.

Att åter låta vattendraget meandra i sidled (lateralt) medför en bromsad vattenhastighet som ofta ger en ökad biologisk mångfald (fisk, bottendjur, växter) och samtidigt bidrar till naturlig rening av vattnet. Men meandrar man mycket kan strömsträckor försvinna. Ofta får man prova sig fram. Detta är riskfyllda projekt i områden där vattendraget inte kan tolereras vandra utanför sin nuvarande fåra och åplan. Här måste hydrologisk, geomorfologisk och ekologisk expertis anlitas i kombination med betydande försiktighet.

När det gäller att återskapa den naturliga slingrigheten hos jordbruksvattendrag finns ett antal möjliga alternativ:

- Att direkt återskapa den gamla fåran utifrån kartor och markstudier (kopian). Detta kan fungera bra om hydrologin och sediment är oförändrade från det gamla tillståndet, vilket dock sällan är fallet. Påverkan i avrinningsområdet gör att den gamla fåran troligen inte är stabil längre.
- Att använda opåverkade avsnitt som modeller för den nya fåran. Man kan använda modellfårans bredd, djup, lutning och substratstorlek i det nya objektet. Detta har stor sannolikhet att lyckas i mindre objekt, kanske ett kort parti, och där modellsträckorna ligger i relativt nära anslutning till den nya fåran.

- Modellering utifrån hydrologi och geomorfologi. Nackdelen här är att vi har ringa nationell erfarenhet. Sådana modeller brukar beskriva antingen bräddfullt tillstånd eller medelvattenföring. Dessutom representeras sedimentet i regel bara av en medelpartikelstorlek. De modeller som finns har stora osäkerhetsintervall. Vidare gäller modellerna enbart jordbruksvattendrag med lera, sand eller möjligen grus som dominerande substrat.
- När man gräver en ny fåra är det ofta viktigt att smalna av vattendraget jämfört med dagens påverkade förhållanden. Med ökad meandring minskar lutningen, samtidigt som återställning av strukturer bromsar vattenhastigheten. Sammantaget gör detta att vattenhastigheten sjunker betydligt. Man måste minst smalna av i motsvarande grad för att bibehålla strömhabitat.
- I och med att man smalnar av vattnet kan strömmande partier bibehållas (Figur 146).



Figur 146. Ett parti av Gudenån i Danmark har smalnats av 1,5 m genom att påla i fåran och sedan fylla igen innanför. På bilderna syns att det avsmalnade avsnittet har högre vattenhastighet än nedanförliggande bredare partier. Detta har gjort att man kunnat anlägga lekområden på platsen och också erhållit reproduktion av öring. Idealt hade man nog gjort avsmalningen mer naturlig och gett vattnet större möjlighet att nå svämplanet. Foto: Erik Degerman.

- Gör dock gärna bredare avsnitt här och där med låga och sluttande stränder som kan hand om vatten vid höglöden (dvs inte som Figur 146).
- Normalt kan man i områden med lerjordar förlita sig på att bottnarna förmår hålla vatten. I sandigare områden eller där det finns andra genomsläppliga jordar kan det vara nödvändigt att lägga ett lager lera som ett vattenhållande skikt i bottnen.
- När man anlägger en ny fåra i sedimentära jordar kommer ofta erosionen att vara hög under genomförandet och det närmaste halvåret, tills dess vegetation etablerats i slänter. Speciellt när risken för sanddrift är stor kan det

vara lämpligt att anlägga sedimentfällor nedströms. Finkornigare material som lerpartiklar färdas ofta långt nedströms och kan inte fångas upp.

- Man kan i detta skede artificiellt skapa de höljor man vill ska finnas. De är då belägna i meanderns ytterkurva, eller i icke meandrande avsnitt på platser dit en koncentrerad vattenström kan styras. Genom en styrd vattenström kommer höljorna att hållas rena från sediment. En hölja bör grävas djupare än en tänkt linje som representerar medelbottnens nivå.
- I mindre vattendrag kan man således istället för att överdriva designen helt enkelt gräva en ny V-formad fåra och sedan låta vattnet själv detaljutforma den nya botten. Så skedde till exempel i Yardley Brook, England, där en 100 m lång ny fåra med 2–3 m bredd etablerades i jordbruksmark. Efter ett år hade fåran naturaliserats.
- Gräv helst en ny fåra torrt och under sommaren när lågvatten råder.
- När en ny fåra grävs måste man planera för att flytta befintlig fauna och flora till den nya fåran. Släpper man på vatten försiktigt så kan koloniseringen ske naturligt, vilket så gott som alltid är att föredra.
- Generellt är utläggning av ”lekgrus” en vanlig åtgärd vid meandring av vattendrag. Dels skapar det naturliga lekplatser för flera djur, dessutom är grusbankar ofta en naturlig del av habitatet mellan meanderbågarna. Tänk dock efter var sådant grus ska ligga (Figur 142, 143).
- Lägger man ut en grusbank som ”sticker upp” ovanför vattendragets botten får man ofta en successivt accelererande vattenhastighet nedströms banken. Detta gör att erosion kan uppträda i de nedre delarna. Ofta omlagras sådana långa grusbankar så att det bildas en hölja i nedre delen varefter en ny grusbank byggs upp nedströms. Konsekvensen av detta är att man bör akta sig för att bygga alltför långa strukturer som kan öka vattenhastigheten alltför mycket vid högflöden.
- Eftersom dessa slättlandskap ofta är kraftigt utdikade måste lågvattenföringen sommartid samlas så att vattenhastigheten och djupet upprätthålls. Detta kan åstadkommas genom att i mjukare avsnitt med lera helt enkelt gräva ut en markerad djupfåra. Alternativt kan den skapas genom att lägga ut grus och sten.
- Det är väsentligt att alla projekt som syftar till att återskapa meandrande lopp också syftar till att återskapa åplanet. Se till att högflöden kan komma utanför den vanliga fåran. Ge vattnet plats i landskapet! Fördelarna med detta framgår av avsnittet om vattennära våtmarker (kapitel 13).
- Om det finns artificiella vallar runt vattendraget som en följd av rensningsarbeten kan det vara bra att schakta bort dem, eller åtminstone bryta dessa vallar på lämpliga ställen så att översvämning kan ske in i åplanet. Ibland önskar man att detta överspolade vatten fångas bakom vallarna för att skapa nya våtmarker, ibland kan det vara lämpligt att skapa nya brott i vallarna för att tillåta vattnet att åter hamna i åfåran.
- Tänk på att fåror i solbelysta vattendrag med måttlig vattenhastighet ofta växer igen, ibland med vass och säv. Ingen återmeandring är klar förrän en funktionell kantzona etablerats (kapitel 16; Bukaveckas 2007).

- Är strandbrinken högre än cirka 2 m bör alltid en skredriskanalys genomföras (Figur 147).



Figur 147. Skred i strandbrinken i Lillån, Kungsbacka. Orsaken är en kombination av finkorniga jordarter, högflöden i vattendraget, frånvaro av naturlig kantzon, vattenmättad mark och tramp från kreatur. Att stängsla bort kreatur skulle undvika överdriven erosion. Foto: Erik Degerman.

Glöm inte att erosionssäkra strandbrinkar. Det kan antingen ske med:

- Indirekta metoder; Dessa handlar främst om att styra bort vatten från känsliga partier eller skydda genom utläggning av större sten/block.
- Utformning; Genom utformning av framför allt släntlutning kan erosions- och skredrisk minskas. Rekommendationerna är ofta att utforma svagt sluttande slänter ned mot vattendraget.
- Armering; Detta görs på land och oftast med grövre sten, fibermattor eller gabioner. Detta ger ofta ett onaturligt intryck och bör döljas så gott det går i landskapet. Kokosfibermattor kan rekommenderas.
- Vegetation; En tät grässvål, gärna med stabiliserande träd, är ofta det enklaste och billigaste skyddet. Ibland hinner dock inte grässvålen utvecklas innan högflödet kommer, eller så är vattenhastigheten alltför hög. Idealt konstrueras den nya fåran i torrt skick och vegetation tillåts etablera sig innan vattnet släpps på.
- Blottade jordtytor bör besås med gräsfröblandning.

23. Habitatrestaurering - bottnar

23.1 Inledning

Vattenlandskapet står för flera viktiga ekosystemtjänster. I de strömmande partierna sker en mekanisk bearbetning och nedbrytning av organiskt material. Strömhabitat bidrar till landskapets vattenrenade förmåga. Svämplan och vattendragsavsnitt med bibehållna stora strukturer och fåror svarar också för att bromsa vattnet i landskapet och därigenom minska risken för översvämningar nedströms. I bredare vattendrag med måttlig vattenhastighet sker också en omfattande växtproduktion, från kiselalger till makrofyter. De strömmande partierna utgör också ett viktigt habitat för många arter av ryggradslösa djur, kiselalger, fiskar och fågel. Många rödlistade (exempelvis flodpärlmussla, tjockskalig målarmussla, utter, bergsimpa) och ekonomiskt viktiga arter (som lax, ål) är knutna till de strömmande habitaterna. Strömvattnen är lite av våra korallrev, där är den biologiska produktionen allra högst.

Med **moränvattendrag** avses här samtliga vattendrag utanför slätt- och jordbruksområdena. I området förekommer främst jordarten morän. Vattendragen rinner över så grovt bottenmaterial att vattnet normalt inte förmår lyfta det, undantaget de mindre fraktionerna. Istället sköljer vattenströmmen undan de mindre partiklarna och lämnar de större stenarna och blocken. Motståndet från det grövre materialet gör att vattendragen normalt inte gräver sig djupa utan istället breder ut sig. I moränlandskapets rensade och kanaliserade vattendrag syftar restaureringsåtgärderna oftast till att genom ökad habitatdiversitet bromsa den accelererade centrala vattenströmmen och hålla kvar vattnet i landskapet. Detta sker främst genom att återföra stenar och andra stora strukturer till vattendraget, samtidigt som man återskapar en naturlig fåra. Därmed skapas turbulens i vattnet, den fysiska miljön blir mer mångformig, vattenbredden ökar, samtidigt som man höjer vattennivåerna och får vattendraget i kontakt med svämplan och sidofåror. Strävan är ofta att bibehålla eller helst öka strömhabitatens yta eftersom det är en av de mest påverkade vattenmiljöerna.

Med **alluviala vattendrag** avses sådana vars bottnar och svämplan byggs upp av det material som vattendraget för med sig. Det är oftast vattendrag med lägre lutning inom områden med sedimentära jordarter, med en dominans av finare fraktioner (finsediment-lera-sand-grus). Alluviala vattendrag dominerar i låglandets slättområden och är ofta djupa relativt sin bredd. I slättlandskapets rensade och kanaliserade vattendrag syftar restaureringsåtgärderna oftast till att genom ökad habitatdiversitet bromsa den accelererade centrala vattenströmmen vid högflöden och hålla kvar vattnet i landskapet för att undvika extremt låga flöden sommartid. Sommartid måste vattenflödet samlas och koncentreras för att bibehålla strömmande partier. Åtgärderna måste ofta kompletteras med hydrologisk restaurering av hela landskapet, och alltid med etablering av ekologiskt funktionella kantzoner.

Nu är det så med naturen att den inte är rätlinjig och sällan låter sig enkelt klassificeras. ”*Friska barn och vattendrag går aldrig rakt fram*”. Många vattendrag är en blandning av avsnitt med brantare lutning och därmed grövre bottenmaterial eftersom finare fraktioner förs bort (erosions- och transportområden), medan andra partier har lägre lutning och finare bottenmaterial (transport- och

depositionsområden; Figur 148). Många större vattendrag kan uppvisa hela skalan av olika hydromorfologiska typer utefter sitt lopp (kapitel 4).

Ofta har restaureringsåtgärder inriktade mot bottenstrukturer fokuserats på strömmande partier, även i områden med vattendrag som är övervägande alluviala. Det innebär att arbete med restaurering av bottensubstrat och -strukturer främst handlar om områden med grövre substrat (grus och grövre). Av de hydromorfologiska typerna innebär detta främst branta vattendrag med sten och block (grundtyp B), vattendrag med varierande höljor och strömpartier (typ C) och hårbottenpartier i vattendrag med bottenar dominerade av finkorniga sediment (typ E, se kapitel 4).

I de mer långsamt flytande partierna (ofta av typen D eller E) handlar åtgärderna ofta mer om att försöka återskapa en naturlig form på fåran (kapitel 22) och att skapa kontakt mellan vattendrag och svämplanet (kapitel 13).



Figur 148. Öreälven i vy uppströms från vägbron (riksväg 92) vid Bjurholm, Västerbotten. Även de stora norrlandsälvarna meandrar påtagligt regelbundet när de rinner över finare sediment nedom högsta kustlinjen. Foto: Ingemar Näslund.

23.2 Antropogen påverkan

Gemensamt för de flesta medelstora och stora vattendrag är att de rensats och kanaliserats för att underlätta flottning, vattenkraftutnyttjande och markavvattning. När man rensat, grävt och sprängt i vattendragen är det naturligtvis de stora stenarna,

blocken och sandrevlarna som försvunnit. I och med detta har vattenhastigheten i vattendraget ökat. Den ökade vattenhastigheten medför att finare partiklar som grus och sand spolats ned i lugnvattenområden. Till del har också finare partiklar skakats ned under bottenarnas övre skikt av sten i moränvattendrag. I många rensade områden har det därför bildats sådana hårda ”armerade” bottenmattor av sten, ”en stenpås”, som kan täcka finare partiklar som grus nere i bottenarna.

De största och minsta partiklarna har således försvunnit och bottenarna blir därmed allt mer ensartade. Detta leder i sin tur till att vattenströmmen blir kanaliserad och tydligt **laminär** (rätlinjig), istället för den naturliga **turbulenta** vattenströmmen med stor variation i hastighet. Laminär vattenström minskar utbytet av syre i bottenarna och lämpliga livsmiljöer för djur och växter minskar. Ju mer laminär ström och ensartad botten, desto färre hålrum för bottendjur och desto art- och individfattigare bottenfauna och ju färre fiskar förekommer. Den snabbare vattenströmmen ökar också risken för katastrofala översvämningar nedströms, samtidigt som vattendragen får extremt låg sommarvattenföring – vattnet har snabbt försvunnit nedströms. Ökade översvämningar och låg sommarvattenföring ses av många som ett tecken på ett ändrat klimat, men beror till stor del på vårt påverkade vattenlandskap. När den stora stenen togs bort minskade förekomsten av djuphålor samtidigt som kontakten med strandzonen minskat. Därmed ökade vattenhastigheten och död ved hölls inte längre kvar, bottenarna armerades (stenpåsen) och fint material som lekgrus och organiskt material (födobasen i form av löv och andra växtdelar) spolades undan. Sammantaget har detta givit mindre födounderlag för bottendjur och fisk, mindre produktiv yta, och för fiskar färre ståndplatser och lekområden.

I de alluviala vattendragen (de hydromorfologiska typerna D och E) är det delvis en annan typ av påverkan som skett. Dessa vattendrag har grävts rakare och djupare. De stenar och grövre substrat som fanns på bottenarna har rensats bort. Vid stormflöden gräver vattnet fåran både ytterligare djupare och bredare, vilket orsakar hög sedimenttransport (White m fl 2017). Det överfördjupade vattendraget mister ofta kontakten med svämplanet (jämför Figur 135). På samma sätt blir sommarflödet lågt och i den onaturligt breda fåran blir ofta bara en rännil kvar. Flera gemensamma drag finns dock med påverkan i skogslandskapets vatten, till exempel att död ved och större strukturer i form av sten och block tagits bort. Ofta är kantzonerna kraftigt påverkade i jordbruksområden och i kombination med en generellt bredare fåra kan det medföra förhöjda vattentemperaturer. Kanaliserade sträckor har sänkt habitatdiversitet och har visat sig påverka strömlevande fiskar starkt negativt (Millidane m fl 2012), se även Figur 136 ovan.

23.3 Målbilder

Målbilden för restaurering diskuteras närmare i kapitel 10 där vi även tar upp indikatorer och referensvärden. Målbilden kan vara ett strömmande habitat med god habitatdiversitet, kontakt med svämplanet och att vattendraget ska likna referenser eller hur vattendraget såg ut förr. Vi kan ha identifierat flodpärlmussla, tjockskalig målarmussla, lax, öring eller rödlistade växter som indikatorer. Om flodpärlmussla valts kan referensvärdet vara att rekrytering ska förekomma, för öring att tätheten av ungar ska vara över en viss nivå (avsnitt 10.3). Det bör noteras att målbilden ofta är lax eller öring, men att andra arter glöms bort. Målbilden kan också sättas utifrån rent hydromorfologiska kriterier, till exempel att uppnå en viss bredd, lutning, strömhastighet, varierad bottenstruktur samt kontakt med svämplanet. I kapitel 24

anger vi också målbilder för död ved. Att ge liknande värden för stora strukturer låter sig inte generellt göras.

Ofta glömmar vi bort att dokumentera och målsätta den geomorfologiska och hydrologiska dynamik som hela tiden finns i naturliga vatten. De största blocken må ha legat på plats i tusentals år, men mindre fraktioner flyttas om och transporteras iväg. Höljor och forsnackar flyttas, stränder eroderas och översvämmas. Vi måste låta dessa processer få verka även i de restaurerade vattnen. **Restaureringen sker inte till ett fixt stadium, utan till ett tillstånd där naturliga processer kan vidmakthålla en dynamisk och varierad miljö.**



Figur 149. Rickleåns nedre del, Åströmsforsens naturreservat nedom Laxbacken i Robertsfors kommun, har pekats ut som en målbild för restaurering i mindre älvars flackare partier där en tydlig meandring finns. Foto: Erik Degerman.



Figur 150. Sidofåra som torrlagts vid det lägre flödet i Rickleåns nedre del, Åströmsforsens naturreservat. Notera det varierade bottensubstratet. Foto: Erik Degerman.

Att hitta opåverkade alluviala vattendrag i jordbrukslandskapet som kan tjäna som referenser eller målbilder är mycket svårt. Ibland kan det finnas korta, orörda partier i övergången från moränlandskapet till slätten (Figur 138), men hur representativa de är kan diskuteras.

Den fältvana personen kan se när vattendraget är fördjupat och bredden ökat av extrema höglöden. Täckdiken mynnar då högt upp i strandbrinken och ”hänger liksom i luften”. Då saknas ofta kontakt med svämplanet och en bra målbild är att återställa det. Störningar syns också lätt i avsnitt med fina bottensubstrat. De kan ha erosionsärr i strandbrinken och är sedimenttransporten förhöjd kan små öar av finsediment bildas mitt i vattendraget. Täckdiken kan vara översandade. Ofta skvallrar uppmuddrat substrat utmed fåran om vad som skett i form av dikesrensningar. Alltså kan en målbild vara att åtgärda dessa störningar. Och att stärka/restaurera kantzonen.



Figur 151. Orensad sträcka i Navaråns naturreservat, Medelpad, som kan tjäna som målbild. Foto: Erik Degerman.



Figur 152. Göljebäcken i Kilsbergen, Örebro län, vid extremt lågvatten. Vattendraget är varken rensat eller restaurerat. Foto: Erik Degerman.

23.4 Evidensbaserade erfarenheter

Det finns viktiga skillnader mellan de vattendrag vi kallar moränvattendrag och de alluviala vattendragen. De senare har ofta flera samverkande negativa faktorer (engelska "multiple pressures"). Visserligen finns ofta rensningar och vattenkraftutnyttjande samtidigt i de stora moränälvarna, men i slättlandsvattendragen tillkommer ofta hög tillförsel av sediment och närsalter, vilket gör restaureringsåtgärder komplexa.

Övergripande utvärderingar av restaureringsprojekt visar att småskaliga, positiva effekter på hydromorfologiska faktorer kan uppnås genom att öka habitatdiversiteten (Haase m fl 2013). Flottledsrestaurering i de stora norrlandsälvarna har också visat att kvarhållningen (retentionen) av organiskt material ökar i de restaurerade sträckorna (Lepori m fl 2005b, 2006). Vid en genomgång av geomorfologisk habitatdiversitet i flottledsrestaurerade norrländska älvar framkom att variation i sedimentstorlek, som ökat i restaurerade områden, var positiv för abundans och diversitet av bottendjur (Hasselquist m fl 2018). Författarna rekommenderar att åtgärder för ökad sedimentkomplexitet kombineras med höljor och död ved som bör vara gynnsamt för akvatiska bottendjur.

Resultat från projektet Reborn Life i Natura 2000-områden i Västerbotten och Norrbotten har visat att den våta ytan på restaurerade sträckor ökat med 22–23% (Hägglund 2020). Därmed ökar både den produktiva ytan och rimligen kontakten mellan älv och svämplan.

I moränvattendrag där man återfört stora strukturer har de fungerat så att även finare sediment har kunnat finnas kvar i strömlä av större sten och block. Dessa finare substrat och den variation i substrat som finns gynnar generellt bottendjur och svämplanets vegetation (Januschke m fl 2014, Kuglerova m fl 2016).

Strandvegetation anses återhämta sig relativt snabbt efter restaurering så att kontakten med svämplanet stärks. Detta på grund av att de har lätt att sprida sig och kan ligga i ”fröbanker” i området (Jähnig m fl 2009), men ändå kan full återhämtning av strandvegetation i de norrländska älvarna kräva 20 år (Hasselquist m fl 2015).

Responsen hos akvatiska växter och djur har generellt varit ringa sett över kort tid (Feld m fl 2011, Haase m fl 2013, Lepori m fl 2005a, Sandin m fl 2017). Positiva effekter är mindre vanliga för evertebrater (Palmer m fl 2010) och studier av bottenfauna i flottledsrestaurerade finska vattendrag visade endast på små förbättringar av status (Louhi m fl 2011). Positiva effekter är dock relativt vanliga på fisk (Feld m fl 2011, Sandin m fl 2017), men exempel på motsatsen finns också (Vehanen m fl 2010, Pander & Geist 2016, Hellström m fl 2019). Det kan tänkas att åtgärderna görs på en skala som bäst passar fisk, som ju är större och har delvis andra krav än bottendjur (Haase m fl 2013). En möjlighet kan vara att till exempel den hyporheiska zonen inte förbättras i tillräcklig utsträckning för att gynna bottendjur (Haase m fl 2013).

Ibland kan också vald restaureringsmetod vara utan effekt på målarten. Utläggning av sten och block i Ljusnan visade inte några signifikant positiva effekter på harr i form av utnyttjande av de nya områdena eller harrens numerär (Hellström m fl 2019). Harr äldre än årsungar är inte lika bottenbunden som lake, nejonögon, simpör, lax eller öring. Stenutläggningen torde snarast ha gynnat dessa arter, medan andra riktade åtgärder hade behövts för harren som nu fick ökad konkurrens. Rimligt är dock att anta att den ökade habitatdiversiteten är gynnsam för ekosystemet som helhet och på sikt.

Speciellt viktigt är att beakta hydromorfologiska processer som verkar över större skalor. Utgående från åtgärder i Donau drogs slutsatsen att restaurerade avsnitt måste vara flera kilometer långa för att ha positiv effekt på strömfiskfaunan (Schmutz m fl 2013), sträckor kortare än 2 km har i en annan utvärdering av åtgärder angetts som för korta för att ge bra respons hos fisk (Haase m fl 2013). Som vi återkommer till nedan handlar det troligen ofta om att för små områden restaureras och att storskalig stress från vattenreglering och markanvändning inte förändras utan systemet är fortfarande påverkat av storskaliga, negativa effekter. Dessutom kan återkolonisation av arter vara förhindrad av vandringshinder. Våra egna resultat (Malm Renöfält m fl 2017, Sandin m fl 2017) och internationella erfarenheter talar således för att habitatåterställning bör prioriteras först efter att storskalig påverkan (flöden, konnektivitet, punktkällor) åtgärdats. Generellt bör man undvika små punktsatser av morfologisk restaurering. Strävan bör vara att ta stora grepp i samordnade insatser, men detta kan nås genom att många små insatser koncentreras till

vattenområden där man har en plan för den storskaliga återställningen. Då kan de små pusselbitarna vara en viktig del och framför allt generera ett lokalt engagemang.

Men det finns också exempel på att man nått goda resultat av endast biotopvård, ett exempel kan vara det återskapande av lekområden för öring som utfördes i moränvattendraget Hartijokki. Här fick man en direkt respons i rekrytering av målarten öring (Palm m fl 2006, 2007a,b), medan övriga ekosystemkomponenter inte följdes upp. I detta fall är det rimligt att anta att man åtgärdade precis rätt sak för att öka mängden öring. Dessutom var annan stressande påverkan ringa i vattendraget. Här har alltså analysen av åtgärdsbehov hamnat helt rätt.

Biotopvård i slättlandsvattendrag har ofta gett önskade förändringar i habitatdiversitet, men inte alltid i förekomst av växter och djur. Ett vanligt problem är att storskalig påverkan på vattensystemet, till exempel reglering, närsalt- eller sedimenttillförsel, fortfarande stressar systemet (Roni m fl 2008, Haase m fl 2013). Detta har att göra med skalan på åtgärden och förmågan att ha en helhetssyn. En viktig orsak, liksom vid all annan akvatisk restaurering, är att man inte åtgärdar alla problem, stressfaktorer, utan koncentrerar sig på ett fåtal. Ofta glömmar man bort den viktiga kantzonen (Verdonschot 2009) som kan avlasta dessa vattendrag från sediment och närsalter.

En analys av elfiskedata från 63 svenska restaureringsprojekt med fokus på biotopåtgärder med fiskdata före och efter åtgärd visade generellt på relativt små effekter, speciellt efter flottledsrestaurering och lekplatsförbättring (Sandin m fl 2017). Något som kan ha sin förklaring i att projekten varit av för liten omfattning, uppföljningen inte var utformad för att kunna detektera en förändring, dels på grund av för kort uppföljningstid efter åtgärder, eller på grund av val av provtagningslokal för uppföljning (kapitel 11).

Ett uppmärksammat problem är att åtgärderna ofta inte blir varaktiga (Roni m fl 2008). Stor sedimenttillförsel kan slamma igen grusbäddar och extrema höglöden kan flytta om substrat. Det förra kan tyda på att man inte åtgärdat erosionsproblem och att grusbäddarna lagts på fel plats, det senare är en mer naturlig process som man får räkna med. Kanske skvallrar detta också om att man inte haft hydromorfologisk kompetens med i planeringen.

Ett övergripande problem med all form av restaurering kan vara att arter/bestånd slagits ut och behöver återkolonisera de restaurerade habitaterna, men inte når fram. Frånsett fysiska spridnings-/vandringshinder så kan också själva avståndet i sig vara ett problem. För botten djur har ett största avstånd av 5 km angetts för rekolonisation (Haase m fl 2013). Långvandrande fiskar kan givetvis rekolonisera över längre avstånd, men flertalet fiskars begränsas också av några få kilometers avstånd (Haase m fl 2013), i alla fall sett över kortare tid.

Nyttan med habitatrestaurering är således svagt positiv på en övergripande nivå. Att inte utvärderingarna visar en mer positiv bild kan bero på att uppföljningen sker för kort tid eftersom det tar tid för systemet att återhämta sig, ofta tiotals år (Hasselquist m fl 2015). Påverkan på ekosystemet kan också ligga utanför åtgärdsområdet till exempel överfisket efter lax på 1980-talet, vilket gjorde intresse för restaureringsinsatser i vattendragen mindre. Det kan också bero på att uppföljningen av åtgärder varit fel utformad. På den enskilda provtagningspunkten, till exempel

elfiskelokalen, kan skillnaden vara liten (man har ju fiskat på en relativt lämplig lokal och inte andra intilliggande sämre habitat), men samtidigt kan arealen med lämpliga habitat ha mångdubblats efter genomförd åtgärd (se diskussion kring utvärdering av åtgärder, kapitel 11). Det senare redovisas dock sällan. Istället för antal laxfiskar per ytenhet på enskilda lokaler före och efter, kanske man skulle fokusera på arealen laxfiskhabitat som skapats och detta habitats totala produktion före och efter åtgärd. Överge alltså uppföljningen av enskilda, fasta lokaler. Börja med att kartera habitatet i olika klasser, bedöm dess areal och provfiska små ytor i respektive habitat så att goda skattningar fås av fiskförekomst och -täthet. Upprepa efter restaurering.

23.5 Grundläggande principer

Litteratur och vår samlade beprövade erfarenhet talar för att:

- habitatåterställning bör prioriteras först efter att storskalig påverkan (flöden, konnektivitet, punktkällor) åtgärdats,
- en analys av påverkan, status och brister bör först genomföras,
- tillräckligt stora arealer behöver åtgärdas,
- kontakt med svämplan och restaurerad kantzon är viktig – speciellt i alluviala vattendrag,
- viktigast är att få tillbaka stora strukturer,
- men mikrohabitat för botten djur har generellt glömts bort,
- rekolonisationsmöjligheter för växter och djur ska beaktas,
- uppföljningsmetoderna behöver förbättras och vara mer långsiktiga.
- Slutligen tar det lång tid för systemet att rehabiliteras, vandrande fiskar kan komma tillbaka snabbt, medan strandvegetation kan ta lång tid.

VAL AV TIDPUNKT

Arbetena kommer alltid att innebära en störning, vars effekter dock kan minskas radikalt. Lämplig tidpunkt beror dels av omgivande markers bärighet och dels av det biologiska livet i och kring vattendraget. Ofta är en lämplig period sommarens lågvattenföring, gärna sent på sommaren. Då ligger inte laxfiskars rom eller yngel i lekbäddarna, fågelungarna är flygga och många vingade botten djur har kläcks ut. Liten vattenföring gör det också lätt att arbeta samtidigt som risken att grumlingar förs långväga minskar.

TILLGÅNG TILL STEN OCH GRUS

- Kan ni använda befintligt naturligt material, eller måste material tillföras?
- Kanske behövs temporära upplag för grus och sten? Planera även detta.
- Ofta ligger den ursprungliga stenen kvar längs stränderna, eller så har de knuffats ned i lite djupare selpartier. Kolla alltid där! Finare fraktioner som grus kan ha förts bort av ökad strömhastighet. De allra största blocken är i regel sprängda och finns inte kvar. Det kan ha varit block i dimensionen upp till 2–5 m diameter. För att få tillbaka sådana krävs nästan transport med gruvdumpers, vilket blir svårt och dyrt.
- Sträva efter att anpassa storleken på sten och block efter vad som varit naturligt i vattendraget tidigare, se på stränder, i omgivande terräng eller referensvattendrag. Råder det osäkerhet bör man dimensionera efter förväntad högsta vattenhastighet för att få de stora strukturerna att ligga kvar. Överdimensionera dock inte som princip. Det gör i regel inget om det finns en viss rörlighet, en dynamik.

- I alluviala vattendrag finns ofta en hel del sten i muddermassor längs vattendraget som kan läggas tillbaka.
- Tillgång till stentäkter med rätta dimensioner på block, sten och grus bör kontrolleras. I vissa regioner väljer man att köpa sten från markägare. Observera då att dessa stensamlingar kan utgöra kulturmiljövärden, eller vara viktiga för till biologisk mångfald då exempelvis ormars övervintring. Stenrösen på jordbruksmark har generellt biotopskydd enligt Miljöbalken och får inte påverkas. Rådgör med länsstyrelsen vid tveksamheter.
- Generellt är man således hänvisad till sten- eller grustäkter med natursten. I Sverige används årligen cirka 10 miljoner ton av naturgrus, varav merparten går som ballast (sten som används till byggande) till vägbyggnad och betong. I vissa delar av landet är det dålig tillgång på grus och natursten och därmed höga priser. I priset är också inkluderat en naturgrusskatt (Lag 1995:1667 om skatt på naturgrus). Numer prioriteras krossat berg, från bergtäkter, som ballastmaterial och antalet naturgrustäkter minskar. Mycket talar alltså för att tillförsel av externt stenmaterial ska ske med största försiktighet.
- Det är viktigt att innan arbetet startar, inventera tillgång till stenmaterial utmed stränder och i sel. Alternativt undersöks förekomst av täkter med natursten i lokalområdet. Det finns ingen anledning att importera sten från områden med annan berggrund. I större projekt kan det vara bra att upprätta avtal så att täktföretaget plockar undan lämpligt material (natursten, inte sprängsten) till restaureringsarbetet. Ett alternativ till sten för att skapa varierad botten är död ved, vilket kan väljas i stenfattig mark. Rekognoscera tillgång på träd som kan användas för att återföra död ved.

VAL AV ARBETSMETODIK

Grävmaskin är oftast det ideala valet vid grävning, släntning, utrivning av dammar och utläggning av större sten när vattendragen är mer än 3–7 m breda.

Maskinstorleken brukar vara i intervallet 4–35 ton, ju större vattendrag desto större maskin. Beroende på hur breda larvband som används är marktrycket 0,25–1 kg/cm². Genom att använda olika skopor (gripklo, planerarskopa, gällerskopa), förlängd arm (till exempel 18 m stel arm) eller rototilt (som möjliggör vinkling av skopan i alla led) kan maskinens egenskaper förändras. Ibland behöver man kunna greppa enskilda stenar (gripskopa), ibland schakta massor (planerarskopa) och ibland elegant manövrera sten i position (tiltrotator). Gällerskopan är idealiskt för att lyfta ut sten från stranden utan att få med finare material eller för att sortera fram lekgrus.

Nackdelar med grävmaskin är tyngden, långsamhet på väg och svårigheter att transportera mellan områden, men väl i vattnet är den det snabbaste arbetssättet. Generellt kan man säga att ju större maskin desto bättre i stora vattendrag, medan man i små vattendrag och känsliga marker vill ha en liten och smidig maskin. Oftast är förarens skicklighet och intresse viktigare än maskinens egenskaper.

Naturligtvis begränsas maskinernas arbetsområde med generellt högre vattenföringar. Man bör aldrig arbeta i så djupt vatten att det täcker hela larvbanden. Grävmaskinen fungerar i princip som ett ”stort block” och omkring maskinen ökar vattenhastigheten, ibland så mycket att sten under maskinen spolats iväg.

Dumpers finns i olika storlekar från 3–25 ton. De lastar 5–45 ton. Marktrycket är ofta högt, 5 kg/cm², men de minsta modellerna (lastar cirka 3 m³) kan fås larvbandgående. Dumpers används för att frakta massor, inom, från och till ett objekt. Fördelen är att de kan köras ganska fort, även kortare sträckor på allmän väg.

Fyrhjulsdriven traktor med fyrhjulsdriven tippbar dumperkärra kan vara ett bra alternativ när massor ska förflyttas. Fyrhjulsdriften medför lägre markpåverkan. En kärra tar ofta 7 m³ (14 ton).

Hjullastare med skopa har ett ganska högt marktryck, 3–4 kg/cm², och bör endast användas på fastare mark. Fördelen är snabbheten. Vid små projekt kan de snabbt lasta och flytta, till exempel lekgrus. Lastförmågan är i regel 0,5–1 m³.

Vanlig traktor med griplastarvagn med kran kan vara ett bra val i mindre vattendrag, speciellt när man ska lägga ut död ved eller lekgrus. En traktor väger cirka 4 ton. Griplastarvagnar med tippbart flak och kran finns i många modeller (Moheda, Patruna, Farma). Vikten är ungefär som traktorns upp till 10–13 ton. En ordinär kran kan ha en räckvidd på 7 m och ett lyftmoment på 30–50 kNm (3–5 tonmeter). Ofta går det enkelt att byta från gripverktyg till skopa på kranen. Traktorn är ofta även utrustad med frontvinsch som gör att sten och stock kan flyttas. Den låga sammanlagda vikten i kombination med breda däcken gör att marktrycket blir mycket lågt, i stort sett lika med en fullvuxen människa. Det går mycket bra att köra i mindre vattendrag med denna utrustning.

I mindre vattendrag (ofta <3–7 m) eller för mindre insatser, till exempel utläggning av lekgrus, finns det ännu enklare alternativ. Att flytta grusmassor kan göras med samma typ av motordriven kärra, så kallad älgdragare, som man använder för att släpa älgkroppar ur skogen, ex Järnhäst/Älgtrack/Combitrack. Alternativt används en fyrhjuling med kärra, eller skoter med dito. Därefter är man framme vid handkraft, spett, vinsch och skottkärra.

Handkraft är ett utmärkt alternativ vid biotopvård i mindre vattendrag där maskiner inte får plats eller kan tänkas ge skador. Speciellt bra går det att arbeta med handkraft när rensad sten ligger på stränderna och i princip bara ska återföras till vattendraget (Figur 153). Handkraft fungerar också bra vid renovering och etablering av lekbottnar för fisk och vid utrivning av enkla hinder eller anläggande av enkla fiskvägar. Liksom vid arbete med maskiner krävs en tydlig arbetsledning och ett säkerhetstänkande.

Dock bör påpekas att när arbetet bygger på frivillig basis kan folk tröttna efter några dagar med blåklämda tummar och värkande muskler. I mindre vattendrag, eller mjuk mark, kan man då som alternativ använda mindre maskiner, till exempel lätta grävmaskiner som går på gummilarvband. De kan fraktas runt på ett vanligt bilsläp och kräver inte så stora körvägar fram till vattnet. Beakta dock att med utökad B-behörighet i körkortet får man maximalt köra fordonskombinationer där den sammanlagda vikten är 4 250 kg.



Figur 153. Det fungerar bra med en gemensam ansträngning när större block ska tillbaka i små vatten. Foto: Erik Degerman.

HYDROMORFOLOGISK KARAKTERISERING, STATUS, PÅVERKAN, MÅLBILD

- Studera **målbilder** (hur det såg ut förr, opåverkade vatten eller lyckade restaureringsprojekt).
- Definiera vad som hänt i vattnet och vad som orsakat dess nuvarande tillstånd (kapitel 7). Bestäm dess hydromorfologiska vattentyp (kapitel 4) och gärna dess status, till exempel genom biotopkartering, analys av växtsamhällen i svämplanet och faunaprovtagning (exempelvis elfiske).
- Bedöm vilken typ av bottenar som är naturliga i området, erosions-, transport eller sedimentationsbottenar.
- I alluviala vattendrag måste man bedöm hur mycket grus, sten och block det bör ha förkommit i muddrade partier. Det är svårt, men en blick i landskapet och en mindre provgrävning, till exempel i befintliga muddermassor, kan visa

om sådana substrat finns och kan ha anrikats i bottnarna när finare substrat sköljts och muddrats bort (Figur 154, jämför Figur 20)



Figur 154. Bild från åkerlandskapet på Närkeslätten vid Kvismaren. Genom jordbearbetning, nederbörd, isbildning och andra jordrörelser "kryper" det hela tiden upp större grus och sten än vad man förväntar sig. Inte ens i slättlandskapet brukar vattendrag sakna grövre material i partier med lite lutning. Foto: Erik Degerman.

- Eftersom jordbruksvattendrag ofta är kraftigt påverkade och naturliga hårdbottnar grävts bort kan det i nödfall vara nödvändigt att etablera **ersättningshabitat**, något som markägarna ofta uppskattar vilket man kan bjuda på i många projekt. Man kan lägga i mer sten än vad som är naturligt. Detta stabila underlag i form av grus och mindre sten hade genom århundradena naturligt ansamlats och vaskats fram ur bottensedimenten. Vid rensningsarbetena har detta substrat tagits bort. Innan större sten kan läggas ut måste dessa bottnar, stensulan, återskapas på kritiska platser (inte generellt över hela vattendraget). Observera dock att detta kan påverka vattendragets dynamik på långa sträckor upp- och nedströms.
- Bestäm målbild (övergripande syfte med restaureringen), indikatorer och referensvärden (kapitel 10). Ta sedan fram en plan och principer. Ta alltid detaljerna i fält – ofta kan man göra detta under arbetets gång, om man är klar över huvudprinciperna.
- Ha från början klart över hur arbetet ska dokumenteras (före-efterbilder), hur man mäter att man nått det fysiska målet med själva restaureringen och hur man gör en uppföljning av effekten (biotopkartering, faunaprovtagning) (se avsnittet om Uppföljning, kapitel 11). Drönarbilder med angiven skala är ju idealiska för att informera berörda av hur åtgärderna utformats.

TUNGA MASKINER I TERRÄNGEN

- Viktigt är att planera körning fram och utmed vattendraget för till exempel grävmaskin och hjullastare. Ha gärna en plan för hur körsador åtgärdas, döljs eller blir en del av restaureringen. Se till att markägarna är med på förslaget.
- När maskinerna måste köra längre sträckor i obruten terräng är rekognosering av hård och farbar mark viktig. Rådgör med markägare. Markera lämpliga körvägar på kartor och med färgade märkband (utan plast) i terrängen. Observera markens bärighet. Skogsbilvägar som används för timmertransport vintertid kan sommartid vara för mjuka. Antingen får man förstärka vägbanan, lägga ut ”grävmaskinsmattor” eller rent av sköta transporter och vissa typer av arbeten under frusen period.
- Ibland är det nödvändigt att bygga temporära vägar för maskiner. Generellt väljs en rutt med fast mark och där inga eller få träd behöver tas bort (markägarens tillstånd). Enklast gör skyddar man våtare partier från körsador med grävmaskinsmattor eller lägger helt enkelt ut grenar, kvistar eller timmer som underlag. I partier som ofta ska faras över kan man till och med anlägga en enkel vägbädd av osorterad bergkross (0–500 mm) med samkross (0–200 mm) och makadam (16–25 mm) ovanpå. Då får man både en slät och tålig yta.
- Glöm inte att det också kan behövas vändplatser och ytor att lägga massor på.
- Överfarter av vattendrag ska undvikas, men kan vara nödvändigt. Lokalisera sådana överfarter som ger minst skador i strandbrink och botten. Kör helst på hårdbottnar efter att ha förstärkt strukturerna. Ett alternativ är att etablera tillfälliga broar, något man inom skogsbruket har utvecklat under senare år. Diskutera resultatet av detaljrekognoseringen med berörda markägare.
- Djupa vattnen kan man komma åt att arbeta i genom att successivt bygga en bank uppströms och på så sätt skapa grunda eller rent av ”torra” förhållanden för maskinen. Djupa partier kan ibland också åtgärdas vintertid från is. Det kräver att man under isfria förhållanden karterar bottnar så att maskinerna kan köra över områden som kan anses ”säkra”. En ”vinterled” etableras med hjälp av GPS och/eller käppar. En grävmaskin med skopa används, och börjar med att slå sönder is där arbetet ska ske. Alternativt kan maskiner arbeta från flottar. Dessa metoder rekommenderas dock ej generellt på grund av säkerhetsproblemen.
- Tänk på att grävmaskinerna ska ha drivmedel under arbetets gång. Fyrhjuling eller liknande bör planeras in för denna försörjning.

SAMVERKAN OCH SAMRÅD

- Informera berörda sakägare och lokala myndigheter och föreningar (hembygdsförening, fiskevårdsområden, friluftorganisationer, kanotklubbar och fågelklubbar). Se till att man vet vem som jobbar, var ni jobbar och när ni jobbar (kapitel 2). Tillstånd till åtgärder och samråd behandlas på annat ställe (kapitel 9).

- Beakta speciellt **kulturmiljövärden**. Kontakta därför alltid länsstyrelsen för samråd om hur ni ska gå tillväga, vilket kunskaps- och planeringsunderlag som behövs inför åtgärden (kapitel 6).
- Beakta om möjligt åsikter/krav från olika fritidsintressen. I moränvattendrag kan det vara kanotsporten som vill bevara en kort, rensad strömsträcka eller åtminstone ha en tydlig vattenfåra (avsnitt 6.3).
- Frostsprängd sten bör läggas i djupa avsnitt så att de inte försvårar kanot-/kajakfärder.
- Sportfiskare kan vara rädda om speciella fiskeplatser där fisk ansamlas.
- Kan och vill ni tillgängliggöra området, med broar och vandringsleder? Finns det anledning att sätta upp informationstavlor?

GENERELL METODIK

- Det går inte att följa en plan från kontoret. En anpassning måste alltid ske till den lokala platsen och till effekten av uppströms åtgärder.
- Ha en van och utbildad arbetsledare med vid arbetet för att leda maskinförare och bedöma vad som är lämpliga åtgärder. En väldigt erfaren maskinförare kan vara arbetsledare på plats.
- Under och framför allt efter varje delsträcka bör man stämma av mellan maskinförare/utförare och arbetsledare för att successivt få en samstämmighet i syn och utförande av åtgärder. Har friluftsförbund haft särskilda synpunkter är det bra att även stämma av med dessa medan maskinerna är på plats.
- Arbeta nedströms i vattendraget så kan ni successivt se hur vattenströmmen struktureras. Man ”**tar vattnet med sig**”. Genom att arbeta sig nedströms kan man justera mängden av stenar och strukturernas höjd för att återskapa strömhabitat.
- Arbeta med målbilden av en (eller fler) naturligt meandrande strömfåror (Figur 134 & 149).
- Idealt återför man allt block, sten och grus som rensats bort från strömmande partier, men effekterna av detta i upp- och nedströms belägna sträckor måste beaktas liksom risk för oönskade översvämningar utmed sträckan. Ofta brukar man inte kunna återföra allt material, men sträva dithän. Grövre material som inte kan återföras kan användas för erosionsskydd i känsliga partier, alternativt för att skapa sidofåror.
- Ta även med strandzonen vid restaurering. Plocka inte detta område rent på sten, block och död ved då de fyller en viktig funktion genom att bromsa vattenströmmen vid högre flöden. Det ser dessutom konstigt ut om allt stort material plockas ut i vattendraget och inget blir kvar i strandområdet. Vid överdrivet stor tillgång på rensmassor måste man tänka om. Kanske använda material till att öka sinuositet, bygga nya strandområden.
- Strandzonen är ofta uppehållsplat för mindre fisk och vadarfågel. Se till att, framför allt i anslutning till lekområden, att det finns flackt sluttande strandzoner med lämpligt substrat och vattendjup vid så väl låga som höga flöden. Detta är inte alltid möjligt att åstadkomma men ökar förutsättningarna för höga tätheter av yngel.
- Arbeta vid normalt lågvatten, aldrig vid vattenföring över normal för årstiden. På så sätt kan man säkerställa att utformningen blir sådan att sedimentdeposition inte sker i grusbäddarna. Det är också lättare att ta sig

fram i vattendraget vid lågvatten, dessutom ser man de strukturer som etableras tydligare. Vidare kan det vara svårt att förankra stenar vid högre vattenföring. Utläggning av sten har störst effekt på vattenströmmen vid lågvatten. Vid högvatten bromsar bottenarna mindre. Alltså vill man helst se strömbilden vid lägre vattenföring.

- Räkna med att återbesöka restaurerade avsnitt efter några höglöden för att justera åtgärden, framför allt gäller detta grusbäddar och död ved.
- I alluviala vattendrag är död ved ofta den enklaste och bästa större strukturen att återföra. Den kan förankras i stränderna.
- När det gäller död ved ska man alltid beakta risk för att den driver iväg och ställer till problem nedströms, respektive att den kan hindra fiske och kanoter. Lagg fast den genom att lägga del på land eller klämd mellan stenar. Förankra aldrig med armeringsjärn. Rikta trädstammar nedströms (se mer i kapitel 24).
- Se till att de enskilda stenarna och stengrupperna blir självrensande, det vill säga vattenströmmarna som formas ska föra undan finsediment. Detta är viktigt i områden med hög sedimentation.
- Återge vattendraget kontakt med svämplanet. Kontakt med svämplanet kan nås genom att sänka strandzonen eller höja vattendraget genom utläggning av stora strukturer (avsnitt 13.6). Är vattendraget överfördjupat är detta en av de viktigaste åtgärderna.
- På sträckor som eroderas kan det behövas åtgärder som stabiliserar sträckan om erosionen är förhöjd på grund av mänsklig påverkan.
- Eftersom det alltid finns risk för erosion av stränder brukar man ange att större strukturer företrädesvis ska placeras ute i strömfåran och inte strandnära. Dock kan man frångå detta om stränderna erosionssäkrats. Naturligtvis kan man också frångå detta om man kan tillåta erosion av stränder (när vattendraget ges utrymme i landskapet).
- I de kanaliserade vattendragen finns det ofta få lek- och uppväxtområden för yngre karpfisk, abborre och gädda. Att artificiellt gräva små **lekvikar** kan betydligt öka fiskpopulationerna i ett kanaliserat vattendrag. En 5 meter lång och 2–3 meter djup vik kan skapa ett lugnare och skyddat habitat med vegetation.
- Se till att bevara och återskapa strömmiljöer. Förläng gärna strömpartierna och försök framför allt att få dem sammanhängande.
- Det är bra att bredda vattendraget och bromsa långa, snabba onaturliga strömmar, men tänk på att återskapa en naturlig variation i bottenstrukturer, stränder och flöden.
- Försök att skapa en djupare huvudfåra som alltid håller vatten vid låg vattenföring (Figur 155), men låt den ringla fram (överdriv inte, jämför med Figur 149). Ibland finns naturligt flera tydliga, slingrande huvudströmmar. Är vattendraget nyttjat för kanotsport bör kurvradier inte understiga 12 m så att det blir manövrerbart.



Figur 155. Här har man med grävmaskin grävt en meandrad djupfåra i ett moränvattendrag, Skärjån, så att det håller vatten och tillåter fiskvandring under lågvattenperioder. Foto: Jan Lundstedt, f.d. Söderhamns kommun.

- **Förstärk befintliga naturliga strukturer** som öar, uddar, stenrösen, forsnackar, grusbäddar, höljor, bakvatten.
- Bevara vattenvegetation, speciellt mossa, om möjligt. Ofta är det mycket rika livsmiljöer för bottenjur, till exempel dagsländor.
- Om block/stenar tas från land så försök att vända den moss- och lavbevuxna delen av stenen uppåt. Försök också att vända skarpa kanter så att de inte ligger i dagen.
- Ju brantare vattendrag desto större sten eller bildande av stengrupper krävs för att ligga kvar. Det är dock viktigt att inte täta stengrupperna alltför mycket, vattnet ska kunna rinna igenom, detta skapar fina ståndplatser mellan stenarna för fisk och nattsländor som *Philopotamus montanus*. Åtgärden får ofta ett mera naturligt utseende. Jämför med liknande vattendrag! Är det kanotsport i vattendraget bör öppningen vara minst 1 m och tydlig.
- **Det är viktigt att täta bottenarna som byggs upp. Mycket av det fina materialet har i regel spolats nedströms och man saknar "tätningsmaterial". Den sten man lägger tillbaka kommer därmed att ligga ovanpå varandra utan kitt emellan.** Vid lågvatten kan detta göra att vattnet rinner under stenarna (Figur 156). Ganska snart kommer dock dessa bottenar att tätas naturligt, men under några år kan det så anskrämligt ut med en "stenåker" där vattnet rinner under stenarna.



Figur 156. Restaurerad sträcka vid lågvatten där vattenflödet sker under stenarna därför att bottenarna inte tätats med finare material. Detta kommer dock att ske över tid, om inte en damm ligger uppströms och innebär att sediment kvarhålls. Foto: Erik Degerman.

- Tänk på att placera stora strukturer så att botten, den hyporheiska zonen, får ned- och uppträngande vatten. Vänd den smala sidan av block mot strömmen om ni vill öka vattenhastigheten, den breda om ni vill bromsa och tvinga ned vatten i botten. Det senare uppskattas av nedgrävda bottendjur.
- Sten och block som sticker upp över ytan i snabbt strömmande avsnitt minskar risken för bildning av bottenis (kravis).
- Där bottenarna har fått en armerad stenpäl måste denna luckras upp för hand eller maskinellt, annars hamnar utlagda stenar och block ovanpå ”stenpälsen”.
- Större strukturer måste grävas ned minst 1/3 i bottenarna.
- Stora strukturer kan styra vattnet så att oönskad erosion/översvämning uppstår, men kan också användas för att få önskad erosion och för att vattendraget ska återmeandra (gäller vid lägre lutning). Stora strukturer kan enkelt användas för att få vatten in i svämplanet, återskapa sumpskogar och fylla på vatten i våtmarker.
- Ge vattendraget möjligheten att svämma över sina bräddar vid höglöden (om detta är lämpligt beroende på omgivande marker och deras nyttjande). Detta ökar diversiteten i strandzonen och ger livsmiljöer för många djur, till exempel grodor och vadarfågel, men gynnar också många fiskars lek. Dessutom ökar vattendragets självreningsförmåga. Översvämningssplatser ordnas lätt genom att göra trånga passager.
- Öppna sidofårar, till exempel genom att anlägga en tröskel som för in vatten. Tänk på att en sidofåra kan ha blivit en viktig våtmark för predationskänsliga arter. Överväg alltid om fisk ska få tillgång till småvatten utmed vattendrag

och sjöar, speciellt om det finns känsliga arter (exempelvis akvatiska skalbaggar, groddjur, fågel).

- Låt stränderna få en naturlig variation. Inga långa, räta linjer utan ibland en naturlig mångfald av mikrohabitat – ett stenblock där vattnet till och med kan delvis strömma under, en liten udde, ett träd som fallit ned, en liten bakström, en sidofåra! **Tänk inte bara laxfisk!**
- I blockiga vattendrag behövs död ved mest för moss- och lavfloran och behöver inte läggas ut tätt. Lagg veden gärna utmed stränder och med delar i och ovan vattnet. Död ved gör mest nytta i vattendragsavsnitt där större strukturer saknas, beakta då att död ved ska vara ett naturligt inslag i området under påverkade förhållanden.
- Leta fram och tillgängliggör finare material (grov sand, grus, småsten) som begravts i botten eller förts upp i bankar på stränderna.
- Stabilisera grusbäddar genom stora strukturer (forsnackar, stengrupper) om höglöden kan utgöra ett problem. Stabilisera inte så mycket att gruset skyddas helt från höglöden eftersom dessa rensar bort finsediment.
- Finare fraktioner som grus och små stenar samlas också vid nederdelen av större höljor (och utgör bra lekplatser för öring). Man bör därför värdera om en hölja ska bevaras och förstärkas (lekområden är en brist; Kapitel 25).
- Alla vattendrag är beroende av sin kantzon. Försök att åtgärda även kantzonen när ni har maskiner i arbete. Gynna löv i kantzonen och ta bort planterad gran närmast vattnet. Försök få till stånd en variation i trädålder (kapitel 16).

Forsnackar, lekområden och höljor

Generellt kan konstateras att påverkade vattendrag har väldigt, få, små och grunda höljor. Detta är en effekt av den ökade sedimenttransporten i våra vattendrag. Det är viktigt att återskapa höljor för att få ett naturligt vattendrag. Det klassiska sättet att åstadkomma höljor var förr att ”tröscla” vattendraget. Det gjordes dock utan känsla för det naturliga vattendragets dynamik och den befintliga faunan. Trösklingen tog sig ett tag stora proportioner och gav negativa effekter i typiska öringvattendrag då lugnvattnen i höljorna invaderades av gäddor. Amerikanska utvärderingar har visat att trösklar är väldigt dyra i förhållande till deras påverkan av habitatet i form av höljor nedströms. Att trösklingen ett tag tog så stora proportioner berodde på norska erfarenheter. Skillnaden var att man då utvärderade vattendrag i regioner som sakade rovfiskar som gädda. I de djupa höljorna utan rovfiskar trivdes lax- och öringungar, men när metoden kom till Sverige...blev det mycket gäddhabitat där det skulle vara strömmiljöer.



Figur 157. Naturlig forsnacke i Sösjöån, Jämtland. Foto: Erik Degerman.

- Bygg inte för räta och tydliga forsnackar.
- Ta i måttligt, inte över hela vattendraget och se till att det djupare området hålls strömsatt. Akta er för att bygga forsnackar i vatten där det finns risk att fel arter gynnas av att lugnvatten skapas nedströms.
- Etablering av forsnackar är därmed en åtgärd som passar bäst i små-halvstora vattendrag med hög lutning (god vattenhastighet) och strömlevande fiskbestånd. Undvik åtgärden i små vattendrag (medelvattenföring $<1 \text{ m}^3/\text{s}$) med lutning under 1%, och var försiktig även i lutningsintervallet 1–2%.
- Man bör vid konstruktion se till att forsnackarna inte utgör vandringshinder vid lågvatten, till exempel genom att ha en lägre höjd i något parti, en v-profil. Se till att täta forsnacken hjälpligt så att vattnet inte rinner under de större stenarna, men låt vatten strömma igenom forsnacken i lämpliga partier.
- Hur forsnacken utformas får stor betydelse för dess funktion. Konkava nackar riktade uppströms ger en centraliserad hölja, medan konvexa nackar riktade nedströms ökar erosion av stränder. Om man gör nacken som en hög mur kommer det nedströms att bli som ett vattenfall, en hölja grävs ut precis nedströms. Till slut undergrävs strukturen. Därför ska forsnackar ha en svagt välvd toppprofil så att en långsträckt hölja bildas nedströms.
- Forsnackar får inte placeras alltför tätt tillsammans då strömhabitat riskerar att försvinna. Den dämning som skapas av en nacke får inte komma i kontakt med nästa forsnacke.
- Vad forsnackarna avser att återskapa är ju framför allt höljor nedströms och lekområden för laxfisk ovan tröskeln och i höljans slut. Höljor kan man faktiskt gräva i lite större och steniga vattendrag. De fylls snabbt igen med sten och grus, men kan säkras med ett uppströms block som hindrar sedimentdriften. Sådana gropar riskerar dock att bli kortlivade om man inte ser till att placera strukturer uppströms och vid sidan som ser till att vattnet

riktas ned i höljan, det vill säga eroderar. Partier med höljor är ofta något (cirka 10%) smalare (snabbare strömmande) än partier med grundare bottenar.



Figur 158. Anlagd forsacke med leksubstrat uppströms nacken, som samtidigt inte gjorts för tät utan även medger fiskvandring vid lägre flöde. Död ved har placerats ut på ett naturligt sätt. Foto: Gunnar Jacobsson.

24. Habitatrestaurering - tillförsel av död ved

24.1 Introduktion

I och med att skogliga kantzoner utmed vattendrag ibland ersatts av ängsmark, åker och hårdgjorda ytor har tillförseln av död ved till vatten minskat. Även skogsbruket bidrar till bristen i och med att få träd tillåts att bli gamla och falla som död ved. Detta beror naturligtvis på att träden skördas dessförinnan, men också på att man velat undvika brötbildningar och påföljande översvämningar. År 1764 kom en förordning om hur sjöar, strömmar och åar överallt i riket borde vårdas för avvärjande av skadliga dämningar.

Död ved är en viktig komponent för att ge habitatdiversitet, framför allt i vattendrag med lägre lutning, i transport- och depositionsområden (avsnitt 3.3). **Död ved** är hela stammar, bitar av träd eller grövre grenar vars livsfunktioner upphört och som börjat brytas ned. Vanligen brukar man ange att bitarna ska vara minst 0,5 eller 1 m långa och minst 10 cm i diameter.

Med **kantzoner** avses strandmiljöerna längs vattendrag och sjöar samt det fastmarksområde som direkt påverkar ytvattnen (kapitel 16). De stammar och grenar som hamnar i vattnet brukar växa inom 15–20 m från vattnet. Processerna bakom att död ved bildas är ofta vindfällning, torka, brand, parasitangrepp, erosion av strandbrink, naturligt åldrande hos träden och ibland skogsbruk. Ytterligare en faktor i vissa regioner är bäverns aktivitet.

Död ved fyller flera funktioner i vattendrag och sjöar:

- skapar en mer varierad miljö,
- utgör ”rev” som koloniserar av svampar, mossor och påväxtalger samt olika bottendjur,
- skapar skyddade ståndplatser för smådjur och fisk,
- kan stabilisera respektive öka erosion av stränder,
- skapar höljor, vilket gynnar större fisk och skapar ett kritiskt habitat vid torka/svår vinter,
- kvarhåller organiskt material (exempelvis löv) och sediment,
- bidrar till att bromsa vattenströmmen och höja vattennivån vilket medför bättre kontakt med svämplanet och att vattnet bromsas i landskapet.

För mycket död ved kan:

- Drastiskt öka friktionsmotståndet i vattendrags fåror, vilket kan leda till att vattnet söker sig nya vägar.
- Leda till ökad sedimentation i fåran och därmed begrava viktiga grusområden.
- Leda till brötbildning och oönskad översvämning.
- Vara en risk för rörligt friluftsliv, exempelvis kanotsport. Död ved är den vanligaste enskilda orsaken till dödsolyckor med forskajak i strömmande vatten (www.americanwhitewater.org/content/Accident/view/).

Förutom att död ved skapar höljor i vattendrag gör den befintliga höljor större och minskar avståndet mellan höljorna (Bilby & Ward 1989, Crispin m fl 1993, Richmond & Fausch 1995, Beechie & Bolton 1999, Brooks m fl 2004). Död ved skapar därigenom en varierad bottenpografi – en vertikal meandering.

Dahlström & Nilsson (2004) visade att det framför allt var brötbildningar som skapade riktigt stora och djupa höljor nedströms. Brötbildningarna i sig var korrelerade till stor mängd död ved i landskapet (Figur 159).



Figur 159. Naturlig brötbildning i lövskogslandskap (främst al). Notera erosionen i strandbrinken som ger bra ståndplats för smådjur och fisk vid högre vattenstånd. Erosionen kan orsaka att fåran ändras. Vy nedströms. Frösvidalsån i Närke vid extremt lågvatten. Foto: Erik Degerman.

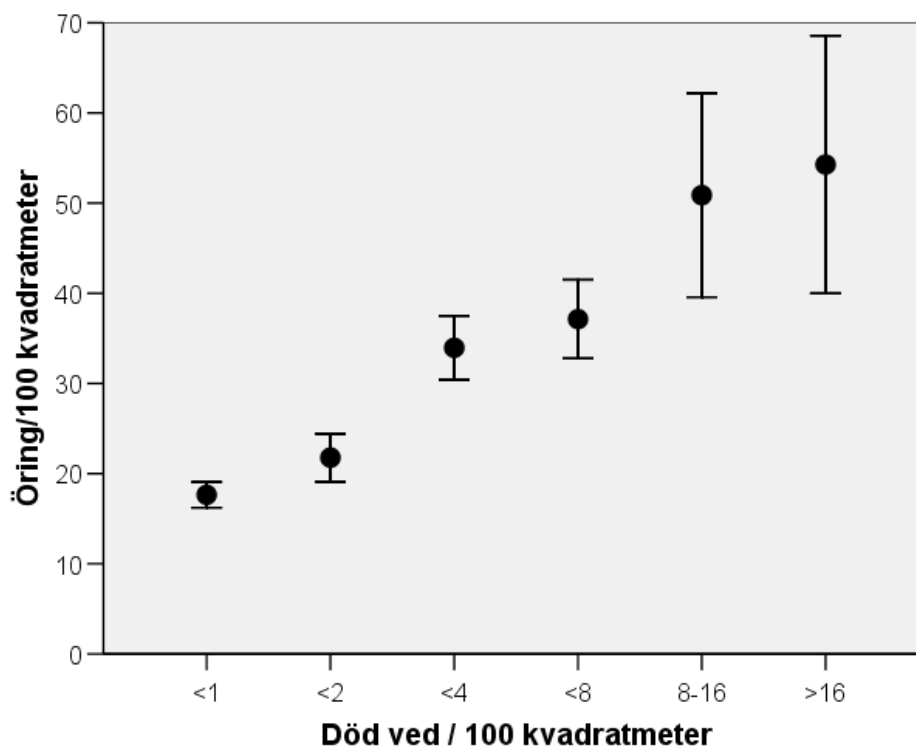
I branta källflöden kan död ved skapa trösklar som i successiva trappsteg tar hand om vattnets energi. Den döda veden möjliggör därmed för smådjur och fisk att leva i miljöer där vattenhastigheten annars skulle varit för hög (Wallace m fl 1995). Veden kan även stabilisera sediment, som lekbäddar för laxfisk i branta vattendrag. Generellt är dock mängden död ved mindre i branta vattendrag på grund av att veden sköljs nedströms, speciellt i de lite större vattnen. Effekten av död ved för att forma höljor i brantare vattendrag kan också vara ringa i förhållande till de som skapas av block och sten. Generellt kan sägas att död ved har störst hydromorfologisk funktion i vattendrag med lägre lutning där bottenmaterialet är mer homogent.

Död ved kan, som alla större strukturer, genom att bromsa högflöden tvinga vattnet att svämma över sina bräddar, ut på svämplanet (Dixon m fl 2016). Rent ekologiskt är detta en önskvärd egenskap, men ibland vill vi undvika detta för att inte störa installationer och känslig mark.

Död ved på land hyser en mycket rik insektsfauna som äter av innerbarken och det svampmycel som finns i resten av trädet. Drygt hälften av alla skogslevande arter är

beroende av död ved, till exempel en fjärdedel av alla svampar. I nordliga vatten verkar dock inga ryggradslösa djur konsumera veden, åtminstone inte innan den fysiskt brutits ned till smådelar (Braccia & Batzer 2008). Men det finns ett 30-tal arter av svamp som är beroende av ved i vatten (Bjelke & Sundberg 2014). Därtill finns flera mossor som beror av död ved utmed vatten som tillfälligt översvämmas. Till exempel timmerskapania (*Scapania apiculata*), mikroskapania (*S. carinthiaca*), klippskapania (*S. nemorea*) och hårklomossa (*Dicbelyma capillaceum*) (Weibull 2016).

Död ved i vatten skapar ståndplatser för fisk, skyddade mot rovdjur och stark vattenström. Studier har indikerat att död ved generellt gynnar många fiskarter (Markusson 1998), men de flesta studier är utförda på laxfiskar och det är i strömmande habitat vi sett tydligast effekt (Donadi m fl 2019). Eftersom död ved skapar höljor är det vanligt att antalet storväxta laxfiskar ökar eftersom de får bra ståndplatser (Roni & Quinn 2001). Svenska studier har visat att mängden öring i skogsvattendrag ökade med 300% när mängden död ved ökade från 0 till 8–16 bitar per 100 m² vattendragsyta (Figur 160), vid ytterligare högre mängder död ved fortsatte mängden öring att öka, dock ej signifikant (Degerman m fl 2004). Tillväxten för enskilda öringar förbättras också (Sundbaum & Näslund 1998), men denna tillväxtförbättring kan hämmas av att tätheterna av öring blir så höga att det leder till ökad konkurrens (Degerman m fl 2004). En bidragande faktor till att fisk gynnas är att de slipper spendera så mycket energi på att simma mot strömmen på sin ståndplats samtidigt som exponering för rovdjur (predatorer) vid korta förflyttningar inom habitatet minskar (Harvey m fl 1999). Liksom sten och block bidrar också död ved till en visuell isolering av territoriehållande strömfiskar, vilket borde innebära mindre stress.



Figur 160. Antalet öringar per 100 m² (med 95%-konfidensintervall markerat) i svenska skogsvattendrag smalare än 6 m relaterat till mängden död ved per 100 m² (Degerman m fl 2004).

I svenska skogsvattendrag visar tillgängliga data att det inte bara är öring som gynnas av död ved. Även en art som bäcknejonöga ökar med mängden död ved, troligen för att det vid den döda veden ansamlas sand som utgör det substrat denna primitiva fisk oftast lever nedgrävd i. Däremot finns det flera arter som inte verkar påverkas av förekomst av död ved, till exempel spiggar och simpbor (Donadi m fl 2019).

Risvasar i sjöar (Figur 161) har vi använt sedan minst 1800-talet. Enligt Svenska akademins ordbok nämns de första gången i skrift 1853 av A.A. Afzelius i hans skrift *"Svenska folkets sago-häfder, eller Fäderneslandets historia, sådan hon lefwat och till en del ännu lefver i sägner, folksånger och andra minnesmärken. Till läsning för folket."* Ett verk som kom ut i elva delar åren 1839–70. Oscar Nordquist skriver senare i sin "Handbok för fiskerihushållning" (1902) tre sidor om hur man bygger risvasar. Det verkar på hans beskrivning som man då använde dom mest för att fånga den småfisk som sökte skydd där. Man fiskade småfisken med mjärde, och hade dom säkert som agn på långrev senare. På 1930-talet kallas anordningen ofta metvase eller fiskevase för att det blev bra ställen att meta småabborre på. Det diskuterades också nyttan av risvasar som "lekvasar", då för arter med anfastande rom eller romsträngar, till exempel abborre och benlöja. Generellt rekommenderas inte anläggandet av risvasar annat än i mycket utarmade kantzoner/stränder där tillförsel av död ved och grenar/kvistar saknas. Krögerström (2018) anger till och med att "julgranar som stått inomhus kan betraktas som miljöavfall och får då inte placeras ut i vattnet, men andra granar går bra".



Figur 161. Risvase utlagd i Sjögarpasjön, Östergötland. En slags ersättning för att träd inte längre

Död ved och ris, i form av så kallade risvasar på relativt grunt vatten (1–3 m), har länge varit en fiskevårdsåtgärd som syftat till att ansamla fisk för att underlätta fiske i sjöar (Tugend m fl 2002). Få studier har visat att detta har betydelse för produktionen eller artdiversiteten, men utplacering av större dimensioner av död ved i strandzonen har visat sig ha positiva effekter på fiskfaunans täthet och för vissa arter (Roni m fl 2005). Polska studier antyder att arter som gös kan gynnas genom ökat skydd mot predatorer som gädda (Lapinska m fl 2001). Troligen är den

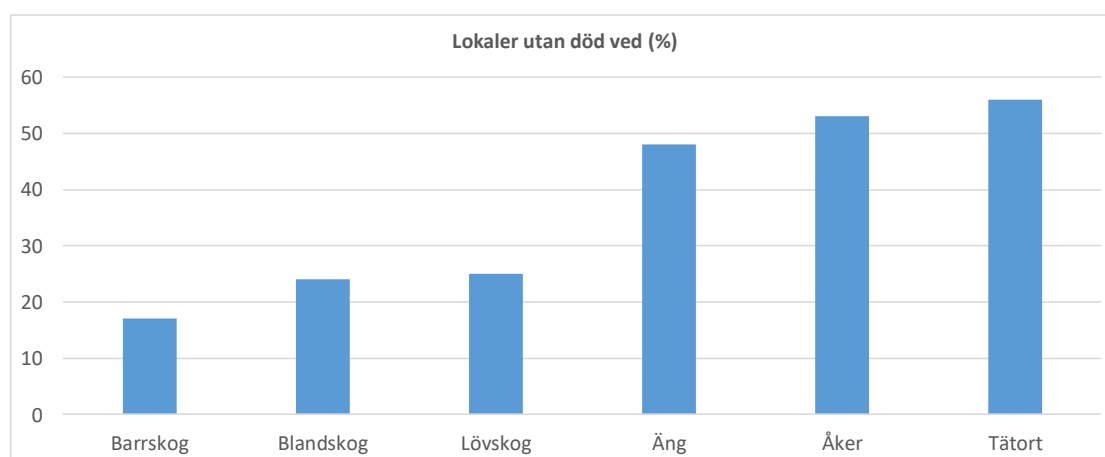
viktigaste funktionen av död ved i sjöar just denna att ge ett skyddat habitat för ung fisk.

24.2 Antropogen påverkan

I opåverkade landskap är mängden död ved i både skog och vattendrag mångfalt högre än i vattendrag med aktivt skogsbruk. Ofta brukar mängden död ved vara högre i vattendrag än i omgivande skog eftersom veden bryts ned långsammare i vatten. Mängden död ved ökar med skogens ålder och med en bredare obrukad kantzon utmed vattendraget.

I landmiljön har mängden död ved reducerats med mer än 90% jämfört med det ursprungliga tillstånd som arter anpassat sig till (Siitonen 2001, Angelstam m fl 2004). Även mängden av död ved i svenska skogsvatten är låg i en internationell jämförelse (Dahlström 2005, Dahlström m fl 2005). På samma sätt som i landmiljön borde bristen på död ved ha en storskaligt negativ effekt på skogsvattendragens dynamik, mångformighet och resultera i lägre förekomst och täthet av öring och andra fiskarter i skogslandskapet (Näslund 1999, Degerman m fl 2004, Donadi m fl 2019). Än värre är troligen situationen i jordbruksområden där skoglig kantzon oftast saknas utmed ytvatten. Därmed är mängden död ved i vattendragen drastiskt reducerad jämfört med innan jordbruksetableringen.

Vid en sammanställning av data om död ved på undersökta elfiskelokaler över hela landet (data från Svenskt ElfiskeRegiSter; SERS, 43 000 elfisketillfällen) framkom att vid 27% av lokalerna saknades död ved helt på lokalen (lokallängden var genomsnitt 43 m och arean 220 m²). Vattendragsavsnitt utan noterad förekomst av död ved var vanligast i jordbruksområden och tätort (Figur 162). I skogsvattendrag var medianmängden död ved 1,3 bitar per 100 m², vilket var endast 8% av vad som konstaterats i 17 opåverkade skogsvattendrag i norra Sverige (Dahlström & Nilsson 2004).



Figur 162. Andel (%) undersökta elfisketillfällen då ingen död ved noterades på den undersökta lokalen. Totalt 43 000 undersökta lokaler med en medelyta på 220 m², det vill säga nästan 950 hektar inventerade. Data från SERS (Svenskt ElfiskeRegiSter) vid Sveriges Lantbruksuniversitet.

24.3 Målbilder

Generellt är mängden död ved högst i mindre vattendrag (Donadi m fl 2019). Där är mängden död ved naturligt större än i bredare vatten eftersom det är samma areal

kantzonen som försörjer vattnen med död ved. Dessutom kan den döda veden ligga kvar längre utan att flyttas nedströms i små vattendrag. I de allra minsta vattendragen (<3 m) kan dock mängden död ved vara något lägre än i större vattendrag, troligen eftersom de bitar som faller är för stora för att hamna i vattnet.

Det är svårt att ge enkla tumregler för hur mycket död ved det bör vara i ett naturligt vattendrag. Bäst är att studera ett opåverkat och likartat vattendrag i samma region för att få en bra målbild (Figur 163). Naturligtvis var det så i naturtillståndet att vattendrag eller sjöar med branta strandslutningar fick större tillförsel av död ved än vatten i flacka omgivningar, men samtidigt spolades död ved i branta vattendrag naturligt undan.

I sjöar ligger veden kvar på ett annat sätt och hamnar ofta i gränslandet mellan skog och sjö. Även här är det brist på död ved eftersom de större träden avverkas innan de faller som död ved. I partier utan aktivt skogsbruk kan dock kantzonen successivt tillföra död ved (Figur 164).



Figur 163. Det långsamt flytande kustvattendraget Tåmälven, Norrbotten, där en ensartad sandbotten får stor och naturlig mångformighet genom död ved. Omgivande skog brukas, men björkar utmed vattendraget lämnas. Foto: Erik Degerman.



Figur 164. Döda träd som faller ut i Svarttjärnen, Villingsbergs skjutfält, Närke. Foto: Erik Degerman.

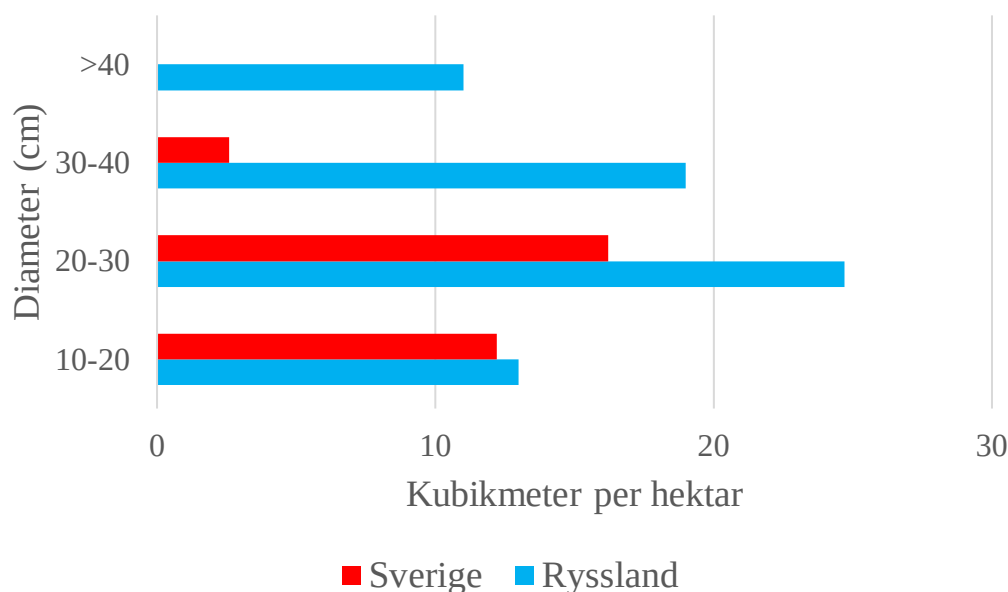
Bristen på död ved i vattendrag är lika omfattande som i skogslandskapet (Degerman m fl 2005b). Vattensträckor i Småland med gammelskog på någon av stränderna hade 12,1–23,1 (95%-konfidensintervall) bitar död ved per 100 m strand när vattendraget var upp till 6 m brett. Fanns det en obrukad kantzon på någon av stränderna förekom lika höga mängder död ved (12,8–22,2 bitar per 100 m strand). Här har vi alltså en målbild, men kanske inte vad vi i realiteten kan tillföra.

Dahlström & Nilsson (2004) studerade ett av skogsbruket opåverkat vattendrag (biflöde till Ammerån) med en medelbredd på fåran på 3,2 m (vid bräddfullt tillstånd). I det undersökta relativt opåverkade vattendraget låg det ungefär en brötbildning var 33:e meter. Antalet bitar av död ved var 53 per 100 m vattendragslängd (cirka 16 bitar per 100 m²). Bitarnas medellängd var 2,6 m (medeldiameter 15 cm). Bitarnas längd var således i paritet med vattendragets bredd. Räknat som antalet bitar per 100 m² bottenyta har det noterats 30–1700 bitar i opåverkade skogsvattendrag i Nordamerika (Bilby & Ward 1989, Murphy & Koski 1989, Fausch & Northcote 1992, Ralph m fl 1994, Flebbe & Dolloff 1995).

För produktiv skogsmark har man föreslagit olika nivåer på den mängd hård död ved som krävs för att nå god ekologisk status hos terrester fauna och flora (de Jong & Almstedt 2005). Man har rekommenderat minst 10 m³/ha. Undersökningar i referensområden i norra Ryssland har visat att det framför allt är grövre dimensioner av död ved som saknas i våra skogsbrukspåverkade skogar. Trädrester grövre än 30 cm var ovanliga i svenska skogsbrukspåverkade vattendrag (Figur 165), vilket naturligtvis återspeglar bristen på gammal, grov skog i landet, framför allt längs vattendrag där stammarna lätt kunnat transporterats undan som flottgods.

Sammantaget kan konstateras att forskningen idag inte kan säga hur mycket död ved som är nödvändig för att vidmakthålla de arter och processer som beror av död ved i

vatten. För centraleuropeiska vattendrag har man angett att 2 bitar per 100 m är en nedre gräns, men att betydligt mer krävs för att återskapa naturliga förhållanden (Kail & Hering 2005). Palone och Todd (1997) anger att skogsvattendrag idealt ska ha cirka 5–12 bitar död ved per 100 m strand. Studier av öring i svenska skogsvattendrag antyder att minst 6 bitar per 100 m² vattendragsyta krävs, det vill säga för ett vattendrag av 3 m bredd cirka 18 bitar per 100 m strand. Detta är också i paritet med vad som krävs för bevarande av terrestra värden i skogslandskapet, främst i form av vedlevande insekter (se ovan).



Figur 165. Volymen (m³/ha) död ved i 12 opåverkade ryska vattendrag (Vodlozersky nationalpark; Karelen) jämfört med 11 svenska vattendrag med aktivt skogsbruk (från Timrå till Luleå) (Enetjärn & Birkö 1998).

Genom försök har man också sett att det naturligtvis finns en övre gräns för hur mycket död ved det kan finnas innan faunan missgynnas, till exempel minskade mängden coholax i höljor med mycket död ved för att laxen inte fick utrymme för sin normala födometod att stiga mot driftföda (Giannico 2000). För restaurering gäller således att sikta på att återföra nödvändiga nivåer (rehabilitering), men inte att gå längre innan ytterligare kunskap finns. Dessutom bör man ta hänsyn till rörligt friluftsliv i form av fiske och kanotsport (avsnitt 6.3).

24.4 Evidensbaserade erfarenheter

Återskapade kantzoner är en av de mest framgångsrika åtgärderna för att förbättra ekologisk status i rinnande vatten (Feld m fl 2011). Att enbart återföra död ved är en flitigt använd metod som ofta ger småskaligt positiva effekter, men effekten kan störas av storskalig påverkan på vattensystemet (Feld m fl 2011).

Generellt har man noterat signifikanta förändringar av utlagd död ved på erosionsmönster, med till exempel flera och djupare höljor (Crispin m fl 1993, Hildebrand m fl 1997, Zika & Peter 2002, Brooks m fl 2004, Roni m fl 2015) samt kvarhållandet av finare partiklar och organiskt material (Trotter 1990, Wallace m fl 1995). I alluviala vattendrag som har breddats onaturligt av höglöden har utläggning

av stora träd signifikant förändrat erosionsmönstret och framför allt kvarhållit finare material. Det har i sin tur lett till önskad vegetationsutveckling i strandzonen och startat processen att smala av fåran (Harvey m fl 2017). De senare författarna påpekade hur viktigt det är med större stockar för att återskapa en naturlig fåra i vattendrag som blivit bredare och djupare av extrema höglöden.

Trösklar uppbyggda av tvärliggande stockar tycks vara strukturer som har lång hållbarhet. Roni m fl (2005) visade i en genomgång av publicerade studier att 33–100% av trösklarna fanns kvar 5–60 år efter utläggning. Även andra strukturer och brötbildningar tycks kunna ligga kvar i minst 5–20 år. I de fall de inte ligger kvar är det i regel för att man använt feldimensionerade strukturer eller inte förstått de hydromorfologiska processerna i vattendraget. Både tvärliggande stockar och brötbildningar innebär dock en fara för kanotister, något som måste beaktas och riskbedömas. En stock som ligger tvärs vattendraget kan dock i regel faras över med kanot om den inte har uppstickande kvistar (se Figur 166 nedan).

Död ved har visat ge långvariga (uppföljning efter 7 år) positiva effekter på fiskfauna (Pander & Geist 2016). Mer höljor betyder i regel en större vinteröverlevnad för laxfiskar och att större fisk gynnas relativt yngre (Quinn & Peterson 1996, Harvey m fl 1999, Watz m fl 2019). Som en följd av dessa förändringar har man oftast noterat en ökning av mängden laxfiskar (Roni & Quinn 2001, Pander & Geist 2016), framför allt åldersstadier äldre än årsungar, men även till exempel nejonögon har gynnats. Det verkar som de arter som främst gynnas är de som lever exponerat i strömmande partier eller nedgrävda i finare bottensubstrat som ansamlas av den döda veden, medan en del sjölevande frisimmande fisk verkar missgynnas. Experimentella studier har visat på minskad tillväxt för ung öring med tillförd mängd död ved (Höjesjö m fl 2014, Enefalk m fl 2019).

För bottenfauna finns det färre studier. Ofta har dessa visat små eller inga förändringar i täthet och artdiversitet i vattendrag (Roni m fl 2005, Brooks m fl 2004, Lester & Boulton 2008). Vissa studier har dock visat på en ökad förekomst av bottendjur (Gerhard & Reich 2000), till exempel har ökad mängd höljor visat sig vara gynnsamt för dagsländor, medan andra grupper missgynnats (Hildebrand m fl 1997). Den ökade habitatdiversiteten som erhålls gynnar dock både fisk och evertetrater (Feld m fl 2011, Brooks m fl 2004, 2006; Lester & Boulton 2008). Gustafsson m fl (2014) har i ett fältexperiment visat att biomassan av akvatiska insekter ökade snabbt på en sträcka med utlagd död ved. Redan efter fyra veckor hade mängden insekter nått full nivå. Författarnas slutsats var att **tillförsel av död ved är en mycket viktig restaureringsinsats i skogsbäckar där mängden är reducerad**. Experimentellt utlagd död ved gjorde att mer vatten trängde ned i den hyporheiska zonen (Sawyer & Cardenas 2012), vilket indirekt bör ha gynnat bottendjur.

Det finns också andra studier som visat att tillförsel av död ved givit förändringar av sammansättningen av bottenfaunan, men inga skillnader i total täthet/biomassa (Wallace m fl 1995). Det är rimligt att anta att fiskar är mer beroende av större fysiska strukturer än bottendjur, där många arter lever mellan och i bottensubstratet. Om fisk ökar utan att bottenfaunan nämnvärt förändras antyder detta också att fisken var begränsad av just habitatet och inte av födounderlaget.

24.5 Grundläggande principer

I naturliga vatten, såväl sjöar som vattendrag, ligger inte den döda veden initialt i speciella mönster. Istället brukar ett virrvarr av träddimensioner, riktningar i vattendraget och platser förekomma. Ibland ligger den döda veden ovanför lågvattennivån, ibland på botten i den djupaste fåran, ibland halvvägs mellan land och vatten. Efter högflöden brukar dock den döda veden ansamlas på speciella platser som kan bli överhopade (brötar).

Man har förespråkat att som restaureringsåtgärd endast släppa ned veden i vatten och låta den sprida sig självt i systemet. Vi kommer dock inte att kunna tillföra tillräckligt med död ved, speciellt inte de grova dimensionerna, varför nyttan av den ved som tillförs bör optimeras – inte släppas vind för våg. Dessutom kommer konstgjord tillförsel att ske punktvis och inte kontinuerligt utefter vattendraget. Slutligen finns en säkerhetsaspekt i var veden läggs ut. **Därför rekommenderas att död ved aktivt placeras i vattendrag och sjöars strandzon för att nå största möjliga restaureringseffekt** (Hildebrand m fl 1997, Kail & Hering 2005) med säkerhet för installationer och rörligt friluftsliv. Se framför allt i Degerman (2008) hur olika placeringar påverkar strömbild vid låg- respektive högvatten. Glöm då inte att vi inte vill spärra av fåran i områden med kanotverksamhet.

Rörligt friluftsliv

Det är på sin plats att inse att död ved i vattnen (och i skogen) uppfattas som ett störande moment, skräp, av markägare, skogsfolk och sportfiskare. Det kan vara en dödsfälla för kanotister. Om vi skulle återföra de naturliga mängderna skulle protesterna bli stora. Istället för att gå från ingen död ved till naturliga bröten kan det vara lämpligt att restaurera till ”nödvändiga nivåer” och sedan successivt låta naturen ha sin gång. En obrukad kantzon kommer på sikt att vänja oss människor vid de naturliga förhållandena.

I vattendrag kan utläggning av död ved komma i konflikt med kanot- och annat båtliv. Det finns flera fall där kanotuthyrare eller kommuner velat rensa undan död ved. Försiktig rensning, bortsågning av grenar som kan orsaka brötbildning och förankring av den döda veden kan rekommenderas på känsliga avsnitt och i kanotleder. Enstaka träd som fallit i vattnet bör ligga kvar, speciellt om de har ett rotsystem som förankrar dem, det vill säga om risken för neddrift är ringa. Ligger trädet riktat snett eller helt nedströms är risken för problem ringa och trädet ska vara kvar. Träd som faller vinkelrätt mot vattendraget och börjat samla på sig mindre vedrester och grenar kan rensas undan om risk finns för negativ påverkan på fastigheter, installationer, kanotsport, sportfiske eller kulturmiljövärden. Föreligger inte sådan risk ska trädet ligga kvar, eventuellt efter att ha vinklats nedströms så att mindre ”skräp” fastnar.

Planering

- Utläggning av död ved ska ses som en tillfällig åtgärd som utförs i avvaktan på att en naturlig kantzon etablerats, något som dock kan ta 50–100 år.
- All utläggning ska föregås av en förenklad MKB för att se möjliga konsekvenser för vattensystemet, strandzon, fastigheter och andra installationer samt rörligt friluftsliv.

- I känsliga lägen där död ved behövs men riskerar att driva iväg och ge problem kan man tänka sig att fästa med stenblock, men aldrig vajrar eller armeringsjärn och liknande.
- Det är främst markägaren som har ansvaret för skötseln av naturmiljön, även i vattenmiljöer. Undantag kan vara områden med olika typer av områdesskydd eller naturvårdsavtal. Eftersom död ved kan ge problem så är det viktigt att markägaren är informerad och införstådd med åtgärderna.
- De problem som oftast noteras av kringboende är att den döda veden dämmer vatten, gör att det ser ”skräpigt ut” och hindrar passage. Naturligt förs ofta död ved med strömmarna och det är inte ovanligt med dämmen och brötbildningar. Detta är en naturlig process, men den kan ge alltför stora effekter om mycket död ved kommer i rörelse. För kanotsport är brötbildningar farligast i strömmande partier, men hanterbara i lugnflytande avsnitt.
- Igensättning av vägtrummor är ett annat vanligt problem. Normalt har det dock visat sig att 85% av den döda ved som läggs ut i restaureringsarbeten stannar på plats (Roni m fl 2002), ofta har den då förankrats på olika sätt.
- Risk finns dock för erosion intill fastigheter och installationer. Dessutom är det ofta risk att den döda veden spolats upp på stränderna och då inte får sin funktion i vattendraget, men självfallet en viktig funktion i strandzonen för mossor och lavar och för att bromsa högflöden. Här är det således en fin balans mellan att bevara de naturliga processerna och att inte orsaka störning på andra naturvärden eller olika installationer och fastigheter.

Hur mycket?

- Som ungefärliga riktvärden föreslås 6–12 bitar död ved per 100 m vattendragslängd i mindre (<6 m) jordbruks- och skogsvattendrag. I speciellt värdefulla partier där naturskogsförhållanden ska återskapas kan det krävas död ved i mängder om cirka 12–20 bitar per 100 m. I rena naturvattendrag kan det finnas cirka 20–70 bitar, men restaurering till dessa nivåer rekommenderas inte i nuläget.
- Ni bör minst halvera mängderna i fjällnära vatten, i vattendrag bredare än en trädlängd (10–15 m) och vid lutningar över 3%.
- Reducera också mängderna radikalt i storblockiga områden där en varierad bottenstruktur redan finns. Speciellt i större älvar med kanotsport bör man överväga om död ved ska tillföras utöver enstaka träd i strandzonen.

Hur läggs veden?

- Givetvis ska det inte ligga en bit död ved per var 8:e-17:e meter. Istället ska utläggning av död ved:
 - koncentreras till partier som saknar naturlig tillförsel av död ved
 - behovet modifieras efter bottenpografins variation och substratet, ju mer ensartade förhållanden desto mer död ved
 - även ske på svämplanet för att gynna mossor och lavar.
- Vid de flesta restaureringsarbeten bör man arbeta vid lågflöden. Det kan då vara ett pedagogiskt problem att lägga ut vad som verkar vara överdimensionerade stockar i små vatten, men stockar som är lika med eller längre än vattendragsbredden har naturligtvis större chans att ligga kvar jämfört med mindre stockar.

- Amerikanska undersökningar har visat att ”digger logs”, dvs att lägga ut stora träd som var förankrade i stranden var det mest kostnadseffektiva sättet att öka habitatdiversiteten för fisk i strömmande vatten (Olson & West 1989).
- Lägg inte död ved i form av hela träd tvärs hela vattendragsfåran i vattendrag över 3–6 m bredd, hellre längs med stranden och vinklade snett nedströms ut från stranden. Naturlig död ved som fallit i vattnet bör dock ligga som den fallit.
- Undvik att lägga ut död ved nära höga strandbrinkar som är utsatta för oönskad och påtaglig erosion om det finns risk att den döda veden kan öka denna erosion.
- Dock är det bra att även lägga död ved på stranden i områden med återkommande översvämningar, till exempel i vattendragets yttersväng, ovanför forsackar eller förträngningar eller på öar i kvillområden. Detta skapar habitat för rödlistade lavar och mossor som lever på land, men vill ha tillfälliga översvämningar.
- Lägg helst inte ut all död ved på en gång. Dela gärna upp åtgärden på ett antal år för att få en mer naturlig succession.
- Det bör vara varierade dimensioner på materialet, men observera att framför allt grova dimensioner (>30 cm) är sällsynta och ska prioriteras.
- Om det är viktigt att veden ligger kvar ska man använda bitar som är något längre än vattendraget vid högflöde.
- Brötbildningar tycks vara det som ger mest och störst höljor, men rekommenderas ej eftersom de kan skada strukturer nedströms när de driver iväg (drivgods).
- I små bäckar (<2 m breda) kan även smalare bitar fylla samma funktion som grövre bitar och som en tumregel gäller att tillförd död ved i mindre vattendrag ska ha en diameter av minst 5% av bäckbredden för att vara hydromorfologiskt aktiv, det vill säga i en bäck på 0,5 m bredd kan man tillföra pinnar ned till 2,5 cm diameter (Parrot & MacKenzie 2000).
- I mindre (<10 m) vattendrag kan död ved ligga tvärs hela vattendraget (Figur 166) om det inte bedöms utgöra risk för rörligt friluftsliv, till exempel kanotsport. Detta ökar bildningen av höljor, jämfört i större vattendrag där den döda veden enbart täcker delar av bredden. Man har jämfört hur mycket höljor som bildas om veden får hamna slumpmässigt i vattendraget, jämfört om man lägger ut dem med avsikt att skapa höljor. Skillnaden var en faktor 5 gånger större area av höljor med den senare metoden (Hildebrand m fl 1997).

Slättlandsvattendrag

- I slättlandsvattendrag rekommenderas att död ved läggs som trösklar tvärs över (eller delar av) vattendraget i områden med ensartad botten. Förankra stockarna i land. Obs att dessa stockar inte ska sticka upp ovanför vattenytan. Meningen är att vatten ska strömma över stocken och gräva en hölja nedströms. Därmed blir stocken överfarbar med kanoter (Figur 166).



Figur 166. Död ved som av sig själv fastnat tvärs fåran och förankrats i stränderna. I och med att vattenströmmen går över stocken gräver den en höljda nedströms. En sådan stock bör inte vara en fara för kanotsport, men ger stor habitatvariation. Se till att inga kvistar sticker upp och hindrar kanoter och ansamlar drivande kvistar. Foto: Erik Degerman.

- Finkorniga delsträckor är mycket mer känsliga för förändrad strömbild på grund av utlagd död ved än delsträckor med grövre fraktioner.
- Den döda veden kan i sig innebära att vattendragets fåra får ökad sedimentation och rent av grundas upp, kanske med ökad stranderosion som följd. Liksom med det mesta kan det bli för mycket av det goda.

Sjöar

- Även i sjöar är död ved i strandzonen ett viktigt habitat för flera arter och miljöns mångformighet. Många fiskarter lever gärna som unga i skydd av strandnära död ved.
- I sjöar rekommenderas att den döda veden läggs i strandzonen i främst skogklädda sträckor (Figur 164).
- Rekommendationen är att lägga veden från strandlinjen ut till en trädlängd från normalvattenståndet, och helst med en del av veden kvar på land (Figur 167).



Figur 167. Björk som fällts ut i sjön Yngen för att öka strandzonens mångformighet.

Foto: Mårten Gustafsson.

- I sjöar ska utplacering nära utlopp undvikas, dessutom i områden med bad- eller båtaktivitet.
- Gör den döda veden synlig (lägg den från land och ut i sjön) så att ingen överraskas av den.
- I sjöar är risken alltid stor att utlagd död ved kan uppfattas som liggande i vägen, till exempel för fritidsbåtar, fiske och bad.

Val av träd

- ”*Man tager om man så haver...*” det vill säga man får använda det som finns naturligt och tillgängligt i området.

- Barrträd är generellt hållbarare än lövträd i vatten. Barrträd håller från flera tiotals år till sekel. Speciellt tall kan hålla länge.
- Nackdelen med barrträd är att barren är relativt toxiska initialt. Kring nyfallna granar och tallar brukar det inte samlas någon fisk. Denna period är dock ytterst ringa i relationen till denna döda veds livslängd i vatten.
- Vissa lövträd som ek och al bevaras också mycket länge i vatten, medan björk snabbt ruttnar bort.
- Prioritera grova diametrar. De finns kvar längre eftersom nedbrytningen sker vid ytan av veden. Större träd får en större volym relativt ytan. Samtidigt ligger större bitar lättare kvar och påverkas därigenom mindre fysiskt.
- Ta inte levande träd i strandzonen för utläggning i vatten (om inte till exempel gran huggs undan för att gynna löv). Träd i strandzonen ska istället fylla sin funktion genom att tillföra skugga, löv och stabilisera marken. Det är bättre att ta helträd minst en trädlängd in i skogen från vattendraget (det vill säga om man har markägarens tillåtelse). Ryck upp trädet med rötterna med hjälp av grävmaskin eller skotare.
- Vid röjning, gallring och avverkning kan det bli stora mängder hyggesrester som faller i ytvattnen. Det är inte önskvärt att tillföra kvistar och ris, i alla fall inte mer än vad som naturligt tillförs. En generell riktlinje bör vara att ursprunglig död ved samt det grövsta hyggesmaterialet (stammar och grova grenar) kan lämnas kvar i vattendraget.
- I det fall skogsåtgärderna inte sker i anslutning till ytvatten kan grovt material samlas in och användas för utläggning i vattendraget.

25. Habitatrestaurering – lekområden

25.1 Introduktion

I detta avsnitt ligger fokus på lekområden för laxfisk. Denna grupp av fiskar kräver strömmande vattenavsnitt och konnektivitet till uppväxtområden. Det gör att gruppen generellt är hotad av vattenkraftutbyggnad och andra vandringshinder.

Laxfiskars lekområden ska skydda rommen under vintern, dels från att spolats bort, dels från infrysning och rovdjur (predatorer). Samtidigt ska lekbottnarna vara så stabila att de stannar på plats och rommen inte krossas. Dessutom ska de vara genomsläppliga så att friskt vatten förs in och partiklar samt avfallsprodukter förs ut, slutligen ska även ynglen kunna finna en väg upp ur bottenarna. Alla dessa krav gör att mängden bra lekbottnar för de krävande laxfiskarna är naturligt begränsad.

Laxfiskar har relativt få ägg per hona och gör således en stor investering i varje ägg. Mängden ägg kan vara 1000–1800 per kg hona, och de minsta öringhonorna på 16 cm har bara ett fåtal ägg. Äggen ska ligga begravda i botten substratet (den hyporheiska zonen, avsnitt 1.6) över vintern och honan är därför noga med val av lekplats. Varmvattensarter som leker på våren, till exempel karpfiskar, har istället väldigt många ägg och valet av lekplats är inte lika kritiskt eftersom de har många ägg som utvecklas fort och inte behöver grävas ned under vintern.

Lekområden för laxfisk, det vill säga strömsatta och stabila bottenar med grus och sten utan alltför hög inblandning av finpartikulärt material har dock blivit en ”bristvara” i vattenlandskapet i många områden (Merz m fl 2004, Nilsson m fl 2007, Palm m fl 2006, 2007a,b). Vid restaureringsarbeten i de större älvarna är partikelfraktioner under 5 cm sällsynta i strömområden eftersom de spolades bort när de större strukturerna tog bort för flottningen. Exakt hur mycket strömsatta lekbottnar det fanns förr i vattenlandskapet är inte känt, men det borde vara möjligt att jämföra med hur det ser ut i fysiskt opåverkade vattendrag.

Omväxlande används begreppet lekbäddar, lekområden eller grusbäddar om områden i vars botten den befruktade rommen av laxfiskar som lax och öring begravs. Substratet har ofta en diameter kring 0,5–8 cm och spänner därför över grov sand, grus och mindre sten.

25.2 Antropogen påverkan

I moränvattendragen har vattenhastigheten ökat efter rensningar och finare material som grus spolats nedströms till selpartier eller skakats ner i bottenarna under grövre material. En del av gruset har också använts för att täta olika flottledskonstruktioner. I mindre vattendrag i kust- och jordbrukslandskapet har leksubstraten helt enkelt grävts upp vid dikesrensningar, samtidigt som andra områden kan ha sedimenterat igen med sand.

Någon skattning av denna påverkan på nationell nivå finns inte. Som nämnts i avsnitt 7.7 återstår idag bara 1% av längden som strömhabitat från ett ursprungligt värde på

38% i Umeälven (Widén m fl 2021a). Man kan anta att mängden lämpliga lekhabitat i huvudfåran minskat i samma utsträckning, antagligen ännu mer eftersom resterande delar av strömhabitatens utsätts för korttidsreglering. Från 38% till 1% återstår bara 2,6% av de forna strömhabitatens. Situationen i Umeälven är unik (men är rimligen likadan i Ångermanälven). Dock finns lekområden för laxfisk kvar i många mindre biflöden, men där uppehåller sig inte gärna lax.

25.3 Målbilder

Målbilden för restaurering diskuteras närmare i ett eget avsnitt där vi även tar upp indikatorer och referensvärden. Målbilden är visionen för vad restaureringen ska uppnå. Just vid restaurering av lekområden har man i regel en målsatt och vill minst uppnå en tillräcklig förnyring av arten för att vidmakthålla en livskraftig population. Referensvärden för de tätheter av laxfiskungar som bör uppnås kan man återfinna i SLU:s ”Jämför- och referensvärden” (Sers m fl 2008, Degerman m fl 2016). Lämpligen sätter man medianvärdet för vatten med god ekologisk status (referensvärdet) som mål för den rekrytering man vill uppnå. Ofta är dock restaurering av lekhabitat bara ett av delmomenten i större restaureringsföretag och rekryteringsmålet för fisk kan vara underordnat andra mål.

25.4 Evidensbaserade erfarenheter

Otaliga projekt för att restaurera lekhabitat för laxfisk har genomförts. När det gäller att etablera lekområden enligt Hartijoki-metoden (se nedan) finns en noggrann utvärdering baserad på standardiserade elfisken på kontroll- och åtgärdssträckor upprepade under 11 år (Palm m fl 2006, 2007a,b). En nedre del på 10 km restaurerades genom konventionell flottledsåterställning där större sten lades tillbaka. Åren 1992–2002 restaurerades en övre sträcka på 5 km genom att nya lekplatser anlades enligt Hartijoki-metoden. Vid projektets avslutning hade 85 nya lekplatser anlagts (nästan två stycken per 100 m sträcka av vattendraget). Lekplatserna var små, ca 2 m². Successivt har öringpopulationen ökat på sträckan med lekplatser, i takt med att allt fler anlagts. På den nedre referenssträckan förelåg snarast en svag minskning av öringbeståndet.

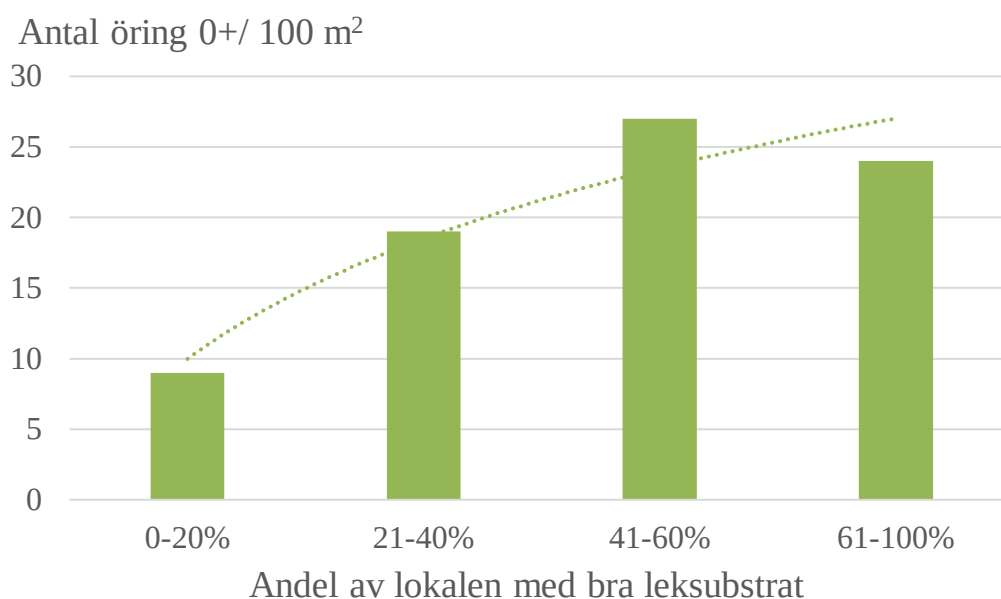
Att tillföra lekgrus utifrån har också visat sig ge positiva effekter på tätheten av laxungar (Nielsen 1995, Clarke & Scruton m fl 1997). Ofta kan man observera att lekfisk använder de nya lekbäddarna direkt. Så var till exempel fallet i Gullspångsälven där antalet lekgropar räknats i flera år efter restaureringsarbeten. Inom projektet Reborn Life (Eu-Life) har man gjort över 14 000 lekbottnar för lax/öring. Ett urval av dessa (289) har återbesökts på höstarna och då hade 55,7% använts för lek (Hägglund 2020). Också i projekt där man genom utläggning av block, sten och död ved eroderat fram och samlat lekgrus har givit positiva resultat i form av ökad täthet av laxfisk (House 1996).

Det är visat i flera fall att utlagda lekbottnar för laxfisk också koloniserats av bottendjur (Hansen 1996). I några områden har det också observerats att rekrytering av flodpärlmussla skett i anlagda lekbottnar för öring (muntligen Lennart Henrikson).

Ju fler bra lekbottnar det finns, desto tätare populationer blir det av öring (Palm m fl 2006, 2007a,b) och lax (Beland 1996). För att studera hur det ser ut i tillgängliga svenska data utvaldes samtliga (n=5020) elfisketillfällen i Svenskt ElfiskeRegiSter (SERS) i små avrinningsområden (<10 km²) undersökta under perioden juli-augusti

och där strömlevande öring fångats (det vill säga ej vandrande bestånd). Tätheten av årsungar och äldre öring var signifikant högre på lokaler som hade grus som ett av de tre mest dominanta substraten jämfört med lokaler utan grus. För strömlevande öring är grus ett förväntat leksubstrat. Grus fanns på 44% av undersökta lokaler. Mediantätheten av årsungar av öring var 2,5 på lokaler utan grus och 3,6 öringar per 100 m² på lokaler med grus. För äldre öring var motsvarande värden 5,4 respektive 6,5. Skillnaderna var statistiskt signifikanta. Även om tätheterna av öring var låga (troligen på grund av en komplex mängd faktorer som avsaknad av död ved, försurning, rensningar, vandringshinder med mera) var ändå tätheterna 44% respektive 20% högre på lokaler med lämpligt leksubstrat som ett av de dominerande substraten.

På ett stort antal elfiskelokaler genomförs transektmätningar vilket innebär att lokalen beskrivs utefter ett antal transekter och djup, strömhastighet och substrat beskrivs på ett flertal punkter utefter varje transekt. Därigenom är det möjligt att inte bara se om ett lämpligt substrat förekommer på lokalen (se ovan) utan även se hur stor arealen det täcker. Grus och små sten är lämpligt leksubstrat (omfattar 2–10 cm i diameter) för öring. Andelen av lokalen som hade lämpligt leksubstrat delades in i fyra klasser 0–20%, 21–40%, 41–60 % respektive 61–100%. Vi studerade tätheten av årsungar (0+) av havsöring och kompenserade för skillnader mellan lokaler och vattendrag genom att beakta klimat, vattendragets bredd och medeldjup med hjälp av en Ancova. Ju större andel av lokalen som bestod av lämpligt leksubstrat, ju större täthet av öringungar förelåg, men effekten avklingade vid 41–60% av lokalen täckt med bra leksubstrat (Figur 168). Värdena representerar ”estimated marginal means” av utförd statistisk analys (AnCova). Om leksubstratet endast utgjorde 0–20% av lokalen var tätheten av årsungar signifikant skild från övriga klasser. Slutsatsen är att vill man skapa bra förutsättningar för lek bör minst 21% av lokalens yta utgöras av lämpligt leksubstrat, gärna mer, men över 60% lönar det sig knappt att gå.



Figur 168. Andelen av undersökta elfiskelokaler med havsvandrande öring som var täckt av grus eller mindre sten, det vill säga ett bra leksubstrat, avsatt mot tätheten av årsungar (0+) av öring (staplar) med en logaritmisk anpassning (linje). Data Svenskt ElfiskeRegiSter, SERS, vid SLU.

De strömsatta, grunda lekområdena är viktiga för många fler arter än just öring och lax, exempelvis ligger lekområden för de rödlistade arterna asp (Berglund 2004) och flodnejonöga (Ljunggren 2007) ofta i samma områden. Ett flertal andra fiskarter leker också på liknande substrat, till exempel harr, havsnejonöga, id, färna, elritsa, vimma, stäm, lake, grönling, nissöga samt berg- och stensimpa. De strömsatta grus- och stenbottarna är också viktiga för många bottendjur, typiskt dag-, bäck- och nattsländor.

Undersökningar har till exempel visat att den internationellt hotade och rödlistade ålen vid invandring till sötvatten söker sig till typiska laxhabitat som ung (Degerman m fl 2019). Restaurering inriktat på lax gynnar därför också ål, och många andra arter som lever i strömmande habitat, till exempel havsnejonöga.

25.5 Grundläggande principer för lekområden för lax och öring

Man kan återskapa och restaurera lekområden för laxfisk och andra strömlekande arter genom sex huvudmetoder:

1. Genom att tillföra externt lekgrus och stabilisera det på lämpliga platser (Scruton m fl 1997).
2. Genom att för hand eller maskinellt blotta och rensa det lekgrus som finns begravt under stenpälsen i vattendrag med ensartat substrat och hög vattenhastighet, den så kallade Hartijoki-metoden (Palm m fl 2006, 2007a,b).
3. Genom att placera ut större strukturer som eroderar fram och samlar leksubstrat samtidigt som fina partiklar sköljs undan (House 1996). Typiska sådana strukturer är utläggning av block eller död ved. Alternativt ökas vattenhastigheten genom att smalna av vattendraget.
4. Genom att för hand rensa ur finpartikulärt material i bottenarna (Shackle m fl 1999), alternativt använder man grävmaskin med gallerkopa för att sortera fram gruset.
5. Genom att flytta lekgrus inom vattendraget, till exempel från selområden eller mynnningar av mindre vattendrag till nya lekplatser.
6. Genom att tillföra lekgrus punktvis och sedan låta vattendraget sprida och fördela materialet.

Vilken metod som väljs beror naturligtvis på de naturliga förutsättningarna. Ofta kombineras metoderna 1–3 ovan. Man kan därvid arbeta med att vaska fram och rensa gruset i vattendraget, eller lyfta upp massorna och sålla dem genom ett såll strandnära (Gran 1999). Ska vattendraget även biotopvårdas genom utläggning av block och död ved kan konstruktion av lekområden ske kopplat till detta (3).

Saknas leksubstrat helt i vattendraget, och detta anses vara ett onaturligt tillstånd, måste sådant tillföras utifrån (1, 6). Man har i ett antal projekt i USA lagt ut stora strandområden med lämpligt lekgrus på platser utmed vattendrag (så kallade ”gravel nourishment areas”). Sedan är det tänkt att höglöden ska transportera detta grus och fördela till lämpliga ställen. Idén är att efterlikna naturliga förhållanden, speciellt i områden där sedimenttransporten störs av dammar. Metoden kan vara kostnadseffektiv, men substratet blir mycket rörligt initialt vilket kommer att ge problem med romdödlighet och bildning av grusbankar med översvämningar som

följd. I mindre skala har man arbetet på samma sätt i Sverige i mindre vattendrag där helikopter använts för att sprida gruset utmed vattendraget.

Öringars och laxars lekplatser i vattendrag styrs av bottensubstrat, vattendjup och vattenhastighet. Generellt väljer större fiskar mer strömt och djupare vatten samt grövre substrat än mindre fisk (Palm & Östergren 2006). Det är större skillnader i val av lekplats mellan honor av olika storlek, än mellan arterna lax och öring (Heggberget 1987, Keeley & Slaney 1996).

Honan kan söka av stora områden av vattendraget innan hon bestämmer sig för ett bra lekområde. Exakt hur honan väljer lekplats är inte känt. Troligen väljs plats utifrån den mest gynnsamma kombinationen av djup, bottensubstrat och vattenhastighet, istället för att välja en plats där någon av faktorerna är mest optimal (Shirvell & Dungey 1983). En ytterligare faktor som verkar ha betydelse är hyporheiskt flöde, det vill säga rörlighet av vatten nere i bottenarna. Det är viktigt att bottensubstratet tillåter god vattengenomströmning. Ju större inslag av finpartikulärt material, desto sämre flöde och överlevnad (McNeil & Ahnell 1964). Man kan därför använda mängden finpartikulärt material (<2mm) som ett mått på flödet. Mängden bör utgöra mindre än 5–10 viktsprocent av substratet (Nielsen 1995, Moir m fl 1998). När laxhonor gräver en lekgrop ses de ofta backa fram och tillbaka över gropen och liksom ”känna efter” med stjärtfenan hur vattenströmmen är i bottenarna. Honornas grävbeteenden bidrar bland annat till att luckra upp och skölja ur finsediment ur bottenarna (Scott m fl 2005).

Bottensubstratet i lekområden för öring har vid olika studier varit av 6–81 mm medelkornstorlek (Näslund 1992), med lite snävare gränser finns också angivna; 16–64 mm (Louhi m fl 2008). Mindre (20–30 cm) stationär öring i skogsvattendrag torde föredra i nedkant av dessa intervall (cirka 10–20 mm; Shirvell & Dungey 1983). För medelstor (40–60 cm) vandrande öring kan ett leksubstrat upp till 50–60 mm användas, medan större öring kan nyttja upp till 70–80 mm (Kondolf & Wohlman 1993). Ett bra riktvärde på leksubstratet är dock ofta med en dominans av 10–50 mm. Enstaka större sten används för att stabilisera bottenarna. Är vattenhastigheten högre på den lämpliga platsen för en lekbotten bör grövre material användas. Detta krävs vid restaurering av laxlekplatser i de större älvarna.

Vattendjupet på leklokalen brukar vara i intervallet 5–65 cm (Gibson 1993, Nielsen 1995, Moir m fl 1998). Lax kan dock leka ned till flera meters djup (Sömme 1954). Honorna föredrar att leka i områden med accelererande vattenhastighet (Keeley & Slaney 1996), troligen för att risken för igenslamning är mindre där samtidigt som nedströmning av vatten i botten är hög. Typiska platser är i övergången mellan höljor och strömsträckor eller forsnackar (Louhi m fl 2008). Lek sker ej vid vattenhastigheter under 0,2 m/s och en övre generell gräns kan sägas vara 0,9 m/s, men huvudsakligen sker lek i ett snävare intervall, cirka 0,25–0,5 m/s (Ottaway m fl 1981, Gibson 1993, Nielsen 1995, Moir m fl 1998, Bardonnet & Baglinière 2000, Louhi m fl 2008). Det är viktigt att hastigheten håller sig i detta intervall även på våren när ynglen kryper upp ur bottenarna för att finna en egen ståndplats. Blir vattenhastigheten för hög spolas ynglen nedströms och många omkommer. Vid jämförelse av hur ynglen sprids av vattenströmmarna har man visat att, i biotoprestaurerade vattendrag sprids inte ynglen så mycket, eftersom vattenhastigheten dämpats och överlevnaden blir därför högre (Palm m fl 2007a,b).

Äggen begravs 10–30 cm ned i bottenstrukturer, ju större hona desto djupare. För en laxhona är lekbädden normalt 1–4 m² (Keeley & Slaney 1996, Bardonnnet & Baglinière 2000), och för mindre strömlevande öring cirka 0,5–1 m² (Grost m fl 1990, Nielsen 1995).

Tabell 8. Normalvärden för lekområden för öring och lax. Ju större fiskar desto högre vattenhastighet, djup och ju grövre substrat (övre värden angivna inom parentes).

Vattendjup (m)	Vattenhastighet (m/s)	Dominerande substrat (mm, diameter)	Andel (vikt %) fint (<2mm) material
0,1–0,7	0,2–0,5 (-0,6)	10–15 (-80)	<10%

Det är vanligt att laxfiskars honor leker i samma område efter varandra. De senare lekande honorna kan därvid gräva sönder och oavsiktligt döda tidigare lagd rom. Ibland kan också större havsöring och lax leka på exakt samma områden, skilda i tiden av kanske bara någon vecka. Självfallet minskar risken för omgrävning i redan använda lekgropar med en större areal lämpliga lekområden.

Observera att lekområden inte ensamma tillgodoser öringars eller laxars behov under livet. Som nämnts flera gånger behövs ett komplext habitat med både grunda och djupa områden. Den första sommaren när ungarna etablerar sig i sitt nya habitat krävs vanligtvis grunda, svagt strömsatta partier. Laxungar tål något högre strömhastighet än öringungar, men för båda arterna är lämpliga djup cirka 0,1–0,4 m med en vattenhastighet på 0,2–0,5 m/s. Öring finner skydd mot fågel strandnära i skugga och lax längre ut av en orolig, störd vattenyta.

I de fall de arter som berörs är speciellt skyddsvärda och restaureringsåtgärderna bara omfattar delar av vattenlandskapet kan det vara tillrådligt att optimera lekhabitatet för arten om det kan anses begränsande. Detta kan ske genom att anlägga lekbottnar i större utsträckning än vad som troligen varit fallet i det opåverkade tillståndet. En hotad art eller stam kan därmed öka sin reproduktion i det åtgärdade området och därmed bevara sin genetiska variation och kanske även besätta icke restaurerade vattenobjekt i större utsträckning. Återigen, detta får endast ske om ekosystemets naturliga funktion och biologiska mångfald ej störs.

Hartijoki-metoden

Hartijoki-metoden (HM), som tagits fram av Nilivaara sportfiskeklubb, baseras i huvudsak på handkraft, men maskinell hjälp vid till exempel uppluckring av botten och flytt av lekgrus är lämpligt (Palm m fl 2006, 2007a,b). HM bygger på att lekgrus skakats ned i rensade vattendrags botten under ett mer eller mindre armerat övre skikt av större sten, ”stenpälsten”. Bottnarna luckras upp för hand och ”stenpälsten” flyttas undan (Figur 169, 170). Under arbetet kommer finpartikulärt material att sköljas nedströms. Därefter sällas alltför för stora stenar (>5 cm i diameter) bort. Ett antal av dessa stora stenar sparas dock för att stabilisera lekbotten. De stenar som inte används läggs nedströms. Därigenom skapas ett grunt och varierat uppväxtområde för ung fisk.

Slutligen sällas lekmaterial fram och flyttas till områden strax uppströms forsackar eller trösklar. Dessa trösklar kan enkelt konstrueras på plats om sådana strukturer saknas. Man lägger då ett antal större stenar nedströms och utmed sidorna av lekbädden i form av en hästsko (Figur 171). Placeringen görs främst för att kvarhålla

substratet, men också för att få lämplig vattenhastighet och djup över lekbädden. Dessutom skapar dessa stenar mer hyporheiskt flöde ned i botten. Det är viktigt att luckra upp bottenarna tillräckligt djupt. Målet är att skapa en lätt penetrerad bädd på 30 cm djup.



Figur 169. Fyra specialutvecklade redskap för Hartijoki-metoden vid etablering av lekbottnar för öring. Med de två mittersta redskapen (kratta respektive spett) luckras botten upp och större sten och block flyttas. Det högra redskapet (sikten) används sedan för att ta bort mindre sten som anses för stora (>5 cm) som leksubstrat. Det vänstra redskapet (skyffel) används för att sälla ut och flytta lämpligt lekmaterial. Detta flyttas till den nya lekbotten. Redskapen kan man tillverka själv eller beställa på hemsidan för Nilivaara sportfiskeklubb. Foto: Erik Degerman.



Figur 170. Etablering av lekbotten enligt Hartijoki-metoden. Uppströms grävs och sällas lekgrus fram och läggs sedan precis nedom forsacken nedströms. Vid forsacken har ett antal större stenar/block lagts för att hålla kvar lekgruset. Joel i bakgrunden står på dessa stenar/block. Foto: Erik Degerman.



Figur 171. Lekbotten färdigställd. Personen står på de större stenarna som lagts nedströms för att kvarhålla leksubstratet. Dessa stenar läggs i en gles hästskoform nedströms och utmed sidorna. Ibland kan man behöva styra in vatten över lekbotten med hjälp av större sten uppströms. Se till att lekbotten inte ligger så högt att den kan bottenfrysas vintertid. Foto: Erik Degerman.

Skålmetsoden

I de nedre alluviala delarna av Himleån, 4–8 m bred, har Varbergs flugfiskeförening tagit fram en metod för etablering av lekbottnar för lax och öring genom tillförsel av lekgrus utifrån samtidigt som man smalnar av fåran för att öka vattenhastigheten. Metoden är utvecklad för att hantera slättlandsvattendrag med förhöjd transport av sediment. Danska studier har visat att sådana här lekbäddar fungerar bäst i alluviala vattendrag om en sedimentfälla anläggs uppströms (Nielsen 1995), men mer rimligt och naturligt vore att minska sedimenttransporten genom åtgärder i kantzonen.

Lekgruset skaffas från lokala grustag och man försöker få fram ett blandat material med 25–110 mm i diameter, om det är lax och havsöring som dominerar i vattendraget. I mindre, 0,5–2 m breda, bivattendrag används finare fraktioner på lekgruset, vanligen 16–32 mm.

Platsen för lekbotten brukar ligga på 0,3–0,5 m vattendjup och i områden där vattnet vid lågvattenförling ”gör att stövelskaften fladdrar” (cirka 0,3 m/s). Arbetet sker vid lågvattenförling. En grop grävs ut försiktigt med en grävmaskin så att en stor skålformad grop skapas. Denna brukar vara minst 3 m lång och minst 1 m bred. De största anlagda skålgroparna har varit cirka 300 m². Genom skålformen förs ytvatten naturligt ned i botten och strömmar sedan upp ur botten. Samtidigt ligger lekbädden skyddad vid höglöden (Figur 172). Precis som vid Hartijoki-metoden förankras lekbädden med ett antal stora ståndstenar uppströms och eventuellt vid sidorna. Dessa stenar bidrar också till att tvinga ned vatten i botten, det vill säga ger en god genomströmning. Till en liten lekbädd (1*3 m) går det åt 1 m³ naturgrus i fraktionen 25–110 mm.

Stora lekområden eftersträvas eftersom man har rika laxfiskbestånd och risken annars är att flera honor leker på samma plats. Det är inte ovanligt med anlagda lekområden på 50–200 m². Stora områden är generellt billigare än små att anlägga med denna teknik och dessutom ligger de stora områdena ofta stabilare. Hela områdena utnyttjas av lekande fisk enligt fältobservationer och elfisken.

Naturligtvis behöver man inte gräva ur bottnarna om det finns naturliga lägen mot forsnackar där gruset kan ligga kvar. Se dock till att lekbädden inte sticker upp ovanför bottennivån, eljest samlar den på sig sediment och spolats lättare bort.



Figur 172. Lekbotten anlagd med skålmotoden i Himleån, Varberg. Observera att lekbädden inte sticker upp över övrig botten för att inte minska vattenhastigheten och riskera sedimentdeposition. Den har nyligen använts vilket syns på att den är rengörad och att fint sediment samlats på nedströmssidan. Foto: Erik Degerman.

Forsnackar

Att anlägga lekbäddar i anslutning till forsnackar är den vanligaste metoden i dagens restaureringsarbete. Hur man anlägger en forsnacke berörs i avsnitt 23.5.

I huvuddelen av moränvattendrag är det vanligt att lägga ut lekgrus direkt ovanpå befintlig botten. Det måste då ske i anslutning till strukturer som håller kvar lekmaterial, till exempel död ved, stenar, forsnackar eller stränder (Figur 173–175). Metodiken skiljer sig från HM i och med att man tillför grus utifrån, och skiljer sig från skålmotoden genom att man använder naturliga svackor och nackar. Fördelen med metoden är att det går snabbt och är billigt, nackdelen är att bottnarna kan flyttas efter högflöden.

Metoden går att använda i både små och stora vattendrag. Helst bör det vara liten drift av fina partiklar som sand

I ett antal projekt har lekgruset flugits in med helikopter och sedan spridits för hand. Oavsett fördelarna med snabb anläggning av lekområden och låga kostnader finns flera exempel på att bottnarna blivit för rörliga och spolats nedströms eftersom man

inte flödesäkrat lekbäddarna med större sten uppströms. Metodiken rekommenderas därför inte, om inte ett noggrant manuellt arbete sker för att säkerställa att leksubstratet förankras på lämpligt sätt. Metodiken lämpar sig bäst i sjörika system, eller nära nedströms sjöar eftersom extremflöden är mindre vanliga där.



Figur 173. Lekgrus framkört med dumper färdig att läggas ut i Tuggenbäcken, Västerbotten, för hand. Lekgruset lades nedströms den stora stenen mitt i vattendraget (se nästa bild) och kommer därför att ligga kvar vid högflöden. Genom viss styrning av vattenströmmen med stenar (se nästa bild) erhålls tillräcklig vattenhastighet över substratet. I bäcken fanns flodpärlmussla som flyttades undan tillfälligt vid lekgrusutläggning för att ej störas. Foto: Erik Degerman.



Figur 174. Lekbotten i Tuggenbäcken bakom den stora sten som syns i föregående bild. Mindre stenar i nedkanten av bilden bidrar till förankring och styr strömmen. Observera den varierade stenstorleken i lekbädden. Önskvärt vore dock inblandning av ytterligare andel större sten (100 mm) för att stabilisera bädden bättre. Foto: Erik Degerman.



Figur 175. Lekbotten i Rastälven, Örebro län vid Grängshyttan, anlagd bakom en låg tröskel. Vattnet strömmar nedåt i bilden. Notera att själva lekbotten har en blandning av substrat även om fina fraktioner dominerar. Efter vårflod försvann en stor del av substratet därför att det var för stor andel rundat (svallat) grus utan tillräckligt inslag av större sten. Foto: Erik Degerman.

25.6 Generell arbetsgång

PLANERING

- Bestäm målbild (övergripande syfte med restaureringen), indikatorer och referensvärden. Ta sedan fram en plan och principer.
- Kan ni använda befintligt naturligt material, eller måste material tillföras?
- Vilken av metoderna 1–6 ovan är lämplig?
- Kanske behövs temporära upplag för grus och sten?
- Det är ofta inte möjligt att säga exakt var lekområden låg förut i vattendrag och sjöar. Vanligen är strukturer som forsnackar och större sten borta så det är inte möjligt att restaurera på plats. Vi får acceptera att nya lekområden kommer att etableras på platser där de kanske aldrig legat på grund av att de nya fysiska förutsättningarna och avsaknad av historisk information gör det omöjligt att återskapa på det exakta läget. Här är det således tillåtet med ersättningshabitat (avsnitt 1.5), det vill säga att helt nya områden tas i anspråk. Detta får dock aldrig ske så att områdets naturliga biologiska mångfald påverkas negativt.
- De nya lekbottenarna bör läggas i stabila vattenavsnitt och nära lämpliga uppväxtområden. Stabila förhållanden kan bedömas utgående från kritisk vattenhastighet (avsnitt 3.2). Bra platser är nedströms sjöar eller sel eftersom de stabiliserar vattenföringen, minskar risken för isbildning och minskar mängden finpartikulärt material. Självklart bör bottenarna anläggas i lämplig vattenhastighet och på områden som inte utgör sedimentationsområden för finpartikulärt material.

- Var kommer lekbäddarna att ligga kvar i ett landskapsperspektiv (nära uppströms sjö, i sidofåror, men inte i snabbt rinnande partier) och var slipper de att få för hög sedimentpålagring (nära uppströms sjö, måttligt strömmande partier)?
- Observera att öring företrädesvis leker i de mindre biflödena, medan lax ofta leker i huvudfåran till större vattendrag. När vattendragsbredden överstiger 6–10 m så söker öringen hellre upp biflöden, eller biflödenas utloppsområde i de stora älvarna.
- Lekområden för lax och öring bör vara minst 30 cm djupa. För säkerhets skull kan bottenarna byggas 50 cm djupa. För strömlevande mindre öring kan 15–20 cm vattendjup vara tillfyllest.
- Grovleken på materialet bör vara i intervallet 10–50 mm, med ett inslag av grövre material för att stabilisera bottenarna. Från grustäcker finns ofta 8–16 mm, ärtsingel, 16–32 mm, finsingel, samt 32–64 mm, grovsingel, att tillgå. Lämpligt leksubstrat i något större vatten fås genom att blanda 16–32 med 32–64 mm, lämpligen i proportionerna 2:1.
- Ju större problem det är med sanddrift i ett vatten, desto grövre leksubstrat bör väljas så att inte sanden sätter igen bottenarna. Man kan rent av behöva övergå till skålmotoden, eller strömsätta vattendraget genom stora strukturer eller avsmalning av fåran.
- Det är viktigt att inte använda för rundat svallat grus som blir lätttrörligt. På samma sätt är det viktigt att ha varierade fraktioner i bottenarna, vilket gör dem stabila.
- Kross- eller sprängmaterial ska inte användas på grund av risk för skador på lekande fisk och kanoter.
- Lämpliga platser för anläggning av lekbottenar är sådana där materialet ligger kvar och samtidigt har tillräcklig vattenström för genomsköljning av bottenarna. Uppströms forsnackar, i skydd av större stenar, i utlopp, i sidogrenar och nedströms sjöar är alla bra lägen. I alluviala vattendrag, det vill säga i princip vattendrag med finkornigt botten substrat, anläggs lekområdena mellan meanderbågarna.
- Välj gärna platser högt upp i strömsträckorna så att grus som spolats bort kan åter sedimentera och bilda nya lekbäddar nedströms. En ytterligare fördel är att ynglen ofta sprids nedströms.
- I anslutning till lekplatserna är det bra om det finns närhet till skydd för lekfisken, exempelvis en hölja, sten eller grövre död ved. Dessutom ska det finnas lämpliga grunda och svagt strömsatta uppväxtområden för yngel och årsungar bredvid och nedströms.
- Vattengenomströmningen tillförsäkras i substratet. Detta görs antingen genom att etablera lekbäddar i områden med uppströmmande grundvatten, eller vanligtvis genom att styra vattnet och tvinga ned det i bottenarna genom sten och andra strukturer.
- Vattenhastigheten över bottenarna bör vara i intervallet 0,2–0,5 m/s.
- Målsättningen bör vara att lägga ut minst en lekbädd (helst minst 1*3 m; 3 m² yta) på varje uppväxtområde och minst en lekbädd av denna storlek per 50 m strömmande vattendrag. I bredare vatten (>5 m) krävs troligen mer och större lekbäddar, men inga riktlinjer finns etablerade. Riktlinjer (Nielsen 1995, Gran 1999) anger lekbäddar om 3–5 m längd i små vattendrag och 5–15 m i större vattendrag.

- Analys av elfiskedata (Figur 168) visar att en lämplig lokal bör ha leksubstrat på 21–60% av ytan om det är vandrande öring.

PRAKTISKT GENOMFÖRANDE

- Generellt bör arbeten utföras vid lågvatten om syftet är att restaurera mindre vatten och finare strukturer som lekbottnar. Då kan man säkerställa att utformningen blir sådan att sedimentdeposition ej sker i grusbäddarna, samt att lekbottnarna inte ligger torra. Ett bra lekområde sandar inte igen. Sandar bottenarna igen då ligger dom fel helt enkelt, alternativt får man styra över mer av vattenflödet över dem.
- Tänk på att placera stora strukturer så att botten, den hyporheiska zonen, får ned- och uppträngande vatten. Vänd den smala sidan av block mot strömmen om ni vill öka vattenhastigheten, den breda om ni vill bromsa och tvinga ned vatten i botten.
- Öppna sidofårar, till exempel genom att anlägga en tröskel som för in vatten. Sidofårar är viktiga lekområden för många fiskarter, speciellt i större älvar med hög vattenhastighet
- Leta fram och tillgängliggör finare material (grov sand, grus, småsten) som begravts i botten eller förts upp i bankar på stränderna.
- Finare fraktioner som grus och små stenar samlas också vid nederdelen av större höljor (och utgör bra lekplatser för öring). Man bör därför värdera om en hölja ska bevaras och förstärkas.

SKÖTSEL

- Även om lekplatserna anlagts efter konstens alla regler kan det utlagda gruset ha flyttats om i vattendraget efter höglöden. Normalt sett är detta en del i en naturlig dynamik i vattendraget. Skötsel behövs egentligen endast i områden där bara korta partier åtgärdats och där dessa partier är avgörande för arternas lekframgång.
- Det behövs ibland en årlig tillsyn av lekbäddarna. Dels på grund av höglöden, men också för att lax och öring rumsterar om mycket. När de sprätter iväg gruset och dessutom skapar stora högar som sticker upp behöver detta åtgärdas. Detta är dock en enkel åtgärd som kan utföras med handkraft. I ett naturligt vattendrag behövs ej detta eftersom det dels finns gott om lekområden, dels tillförs kontinuerligt nytt lämpligt bottenmaterial.
- Om lekbottnarna sedimenterar igen bör man försöka att ändra vattenströmmarna i området genom utläggning eller omflyttning av sten och död ved, därefter kratta igenom lekbädden. Om det vid uppföljande besök åter är mycket sediment bör källan till sedimentet eftersökas och åtgärdas om den är onaturlig, alternativt får lekbädden flyttas.

25.7 Andra arters lekområden

Fokus på restaurering av lekbottnar har varit för lax och öring. För andra arter är kunskapsläget sämre, speciellt som sådana lekområden inte lika ofta varit föremål för restaurering. Vi väljer därför att nedan kortfattat beröra behovet hos några nyckelarter i strömmande vatten och ger förslag till åtgärder som kan vara viktiga, dock utan att ha tillräcklig erfarenhet av sådana åtgärder. Förslagen bör således tas med stor försiktighet och några uppgifter om framgång och varaktighet finns i regel inte.

Harr

Harr (Figur 176) leker på våren och lägger rommen i ett substrat på i huvudsak 13–32 mm (Nykänen & Huusko 2002, Barlup & Saltveit 2006), men variationerna är stora; 10–100 mm (Berglund & Persson 1986, Northcote 1995). Detta troligen beroende på att yngelutvecklingen går fort, vilket gör att valet av substrat inte är så kritiskt. Detta syns även på mängden finpartikulärt material som får finnas i bottenarna. För öring gäller att sand och finare fraktioner bör utgöra mindre än 10% av vikten, medan man för harr noterat upp till 20%.

Noterbart är att harr liksom öring gärna leker i biflöden till större åar och älvar (Northcote 1995). Harr tenderar dock att endast vandra en kort bit upp i vattendragen, ofta bara några hundratals meter (Berglund & Persson 1986). Liksom vid valet av leksubstrat kan detta indikera att val av lekplats inte är lika kritisk som för öring. Förutom den snabba kläckningen kommer harrrynglen också att redan under den första sommaren att lämna födelsevattendraget (Peterson 1968).

Djupet på leklokalerna brukar vara 0,1–0,6 m och vattenhastigheten 0,2–0,6 m/s (Northcote 1995, Nielsen 1995, Nordwall & Carlstein 2001, Nykänen & Huusko 2002). Harr som leker i tillflödena till Vättern leker ofta i det lägre vattenhastighetsintervall, cirka 0,2–0,4 m/s (muntligen Niklas Nilsson, Jönköpings Fiskeribiologi AB). Honan gräver ej en lekgrop som lax- eller öringhonan utan pressar ned bakdelen och vibrerar ned äggen i substratet (Fabricius & Gustafson 1955). Romkornen hamnar i regel några cm ned i botten. De kläcker redan efter 5–10 dagar.



Figur 176. Harr i lektagen. Foto: Ingemar Näslund.

Baserat på denna sparsamma information kan rekommenderas att lekområden för harr främst anläggs i nedre delarna svagt strömmande (0,2–0,4 m/s) partierna av mindre tillflöden. Substratet bör vara 10–30 mm, men ett större spann tolereras, framför allt åt det finare hållet. Lek och kläckning kan lyckas på så fina substrat som

grovsand eller smågrus av ärtstorlek. Lekbäddarna behöver ej vara speciellt djupa (10 cm räcker). Metodiken för anläggandet bör annars likna det för öring.

Nejonögon

Nejonögon av släktet *Lampetra*, det vill säga de båda formerna bäck- och flodnejonöga, är en anpassningsbar (plastisk) grupp. Hos alla former av nejonöga sker en uppströmsvandring innan leken på våren (Malmqvist 1980). De leker ofta över ett grovt substrat i ganska hög vattenhastighet, i princip samma substrat som öring (Ljunggren 2007), men ibland även i områden med en blandning av sand och sten (Sjölander 1997). Jang & Lucas (2005) har redovisat djupvärden på 0,2–1,5 m för lekområden, med medelvärden kring 0,1–0,25 m för flodnejonögon i en medelstor engelsk flod (medelvattenföring 15 m³/s). Medelvattenhastigheten anges vara i intervallet 0,4 m/s på dessa lekplatser (Maitland 1980) och substratet domineras av grus och sten. Ljunggrens (2007) studier på Gotland visar att även något lugnare strömmande habitat kan användas i små vattendrag. Nejonögon leker således i mindre vattendrag i samma habitat som öring och gynnas av biotopvård riktad mot öring. Dock bör det finnas områden med grov sand i närheten av lekbottnarna så att de kläckta ynglen kan gräva ned sig.

Sik

Sik finns i många former och leker i oktober-december i vitt skilda habitat i sjöar och vattendrag. Det finns sikformer som lever huvudsakligen i vattendrag, speciellt om de har stora sel eller sjöar, men det finns också former som vandrar upp i vattendrag enbart för att leka. Det ideala leksubstratet består då av grus och sten. Äggen klibbar fast på stenen och utvecklas under vintern. Redan i gulesäcksstadiet brukar dessa yngel simma omkring. Eftersom de är dåliga simmare sveps de ofta bort med vattnet, i alla fall om vattenhastigheten överstiger 0,1 m/s.

Simpor

Stensimpa föredrar grunda (optimum i intervallet 0,1–0,4 m), klara vatten med måttlig vattenhastighet och stenar (50–100 mm) som leksubstrat (van Liefveringe m fl 2005). Liksom för de flesta arter i rinnande vatten ökar fiskens djuputbredning med ökad storlek. Leken sker i ett lämpligt hålrum, till exempel undersidan av en större sten. Utrymmet rensas av hanen som sedan motar in en lämplig hona. Rommen läggs så att den fäster i tak och väggar i hålrummet (Andreasson 1967). Utläggning av artificiella strukturer i form av bitar av keramik, tegel med mera har givit bra hålrum och gett god respons hos stensimpa i större alluviala vattendrag på kontinenten (Knaepkens m fl 2004). Det är troligen ovanligt med brist på lekområden för simpor i moränvattendrag, såvida inte hålrummen satts igen av sand och finare material. I alluviala vattendrag, slättlands- och jordbrukslandskapet, kan simpor säkerligen missgynnas liksom andra arter som kräver strömsatta och hårbottnar för lek. Mycket talar för att simpor kan gynnas av exakt samma åtgärder som gynnar lax och öring (Nielsen 1995), men med ett större krav på grövre sten (50–100 mm) och hålrum i lekområdena. Det kan således vara viktigt att se till att undvika igensedimentation i hålrummen, till exempel genom att styra vattenströmmen ”rätt”.

Asp

Aspen leker i halvstora vattendrag eller i strömsatta sund i några av de större näringsrika sjöarna. Leksubstratet har av olika författare angetts som allt från sand och grus till sten (Schröder 2004). Liksom andra vårlekare är substratvalet inte kritiskt, men grus och mindre sten verkar vara vanliga substrat. Gemensamt för

många lekplatser är att de ligger i ett lugnare område precis intill en strömmande huvudfåra (Berglund 2007, Figur 177). Vattendjupet på lekplatser i vattendrag i Sverige är i huvudsak 0,2–0,8 m (Dörner och Kjell 2000, Berglund 2004, Schröder 2004), men extrema lekplatser på flera meters djup har påträffats (muntligen Peter Gustafsson).



Figur 177. Klassisk lekplats för asp i Funboån vid Funbo kyrka. Aspen leker vid sidan av de kraftiga strömfårorerna. Foto: Joel Berglund.

Färna

Färnan leker över grusbotten i strömmande vatten, ofta grunt (0,1–0,3 m) (Arlinghaus & Wolter 2003, Cowx & Welcomme 1998). Vattenhastigheten brukar vara i intervallet 0,15–0,75 m/s, men lek har till och med observerats i stillastående vatten på 1,3 m djup över grusbotten. Som så många andra vårlekande arter har den ett relativt stort intervall i kravet på lekhabitat. Rommen fastnar på grus, sten, död ved, växter eller rötter. Unga färnor uppträder sedan grunt för att leva i allt djupare och lugnare vatten när de blir större (Hjertberg & Jansson 2002). Lekhabitat för färna kan således enkelt skapas med konventionell utläggning av lekgrus för öring, speciellt i något lugnare vattenhastighet och grunt.

Id

Id leker tidigt på våren i små vattendrag över sandiga-grusiga-steniga bottnar (Cala 1975). Den svagt klibbiga rommen fäster på botten samt växter och utvecklas snabbt. Id vandrar upp i små vattendrag för lek och brukar inte vandra så långt uppströms. Första bästa lekhabitat brukar användas (jämför harrens beteende). Enstaka forsackar med hårdbotten brukar vara ett utnyttjat lekområde.

Stäm

Stäm är den norrländska flodfisken som också finns sparsamt i Bottenhavet-Bottenviken. Den leker nattetid, tidigt på våren över hårda sandbottnar eller grusiga

bottnar (30–200 mm diameters substrat) utan inslag av finpartikulärt material (Cowx & Welcomme 1998). Vattenhastigheten brukar vara 0,2–0,5 m/s. Romkornen är cirka 2 mm och klibbar vid grus eller växter (vid sandiga botten). Överlevnaden för ynglen beror till stor del på om det finns lugna och mycket grunda uppväxtområden nära lekbädden (Nielsen 1995).

Elritsa

Elritsan leker sommartid i grunt (0,1–0,25 m), svagt strömmande vatten (0,2–0,4 m/s) med stenig botten (Cowx & Welcomme 1998). Rommen klibbar fast vid sten och kläcker inom 5–10 dagar. Ynglen uppehåller sig sedan mellan stenarna till dess att gulesäcken förbrukats. Generellt torde elritsa gynnas av biotopvård och anläggande av lekplatser för öring (Nielsen 1995).

Sandkrypare

Sandkrypare anges leka över sand och grus, men förekommer som vuxen i en mängd olika miljöer (Kullander 1998, Samuelsson 2001). Leken försiggår huvudsakligen i maj-juni (möjligen även i juli) på mycket grunt vatten, några centimeter, vid en vattenhastighet på 0,1–0,8 m/s (Cowx & Welcomme 1998). Bottnen utgörs av grus eller sten, men även sand med enstaka stenar, mossor och rötter. Äggen (1,5 mm) fästs i klumpar på stenar och växter. Finns behov av att skapa lekområden för sandkrypare gäller det således att skapa varierade och breda strandzoner med inslag av grus, sten och gärna mosklädda stenar.

Grönling

Grönlingen gömmer sig dagtid under stenar och andra skyddande substrat. Leken sker troligen på natten, strandnära och rommen häftar vid på stenar och växter. Den kläcks, som ofta för vårlekande arter, efter 8–10 dagar (Lundberg & Brunell 1999). Ungarna uppehåller sig länge mycket grunt i lugnare partier av strömmande vatten. Det stora problemet för grönling i landet har troligen varit vattenförorening, men i takt med allt bättre vattenkvalitet kan det finnas andra problem som behöver åtgärdas. Lundberg & Brunell (1999) rekommenderar anläggandet av strömsatta hårdbottnar med grus och sten för lek. Samma miljöer anses fungera även för öring.

Mal

Mal lever i huvudsak i lugnflytande områden av större vattendrag och sjöar. Den är värmekrävande och det krävs varma somrar för lyckad reproduktion. Leken sker strandnära på grunt vatten där strömmen är svag. Helst bör strandvegetationen skugga och täcka lekområdet, gärna så att trädrötter nästan bildar ett ”tak” (Nathansson m fl 1987).

Den vidhäftande rommen fäster på vegetationsdelar som dessa härvar av rötter, till exempel vide, som hänger ner under vattnet. Vattendjupet har i några fall uppmätts till cirka 0,4–1 m. Malen är således beroende av en välutvecklad kantzon och helst ingen vattenreglering. Lekplatser för mal kan således möjligen anläggas genom att skapa strandnära vegetationshöjda platser (gärna där ån är bred eller i något lämpligt bakvatten). Vid halvartificiell fortplantning (naturlig lek i dammar) så används lekbö. Man efterliknar den miljö som finns i anslutning till salixarter såsom gråvide och knäckepil, och bygger en hydda av viderötter (höjd cirka 1 m). På botten av boet, där rom, men inte minst ynglen sedermera ”trillar ner”, lägger man en matta (till exempel en flätad vassmatta). Vid lek av större malar så brukar man också täcka golvet med viderötter (muntligen Jan-Eric Nathanson).

Abborre

Abborre kan leka i lugna åars nedre lopp, men oftare kanske strandnära i sjöar och på Östersjökusten. På våren när vattentemperaturen når 7–8 °C i varma vikar är det dags för lek. I grunda sjöar i södra Sverige börjar abborrleken i mitten av april, i Svealand i slutet av april. I djupa och nordliga sjöar sker leken senare, ibland så sent som mitten av juni.

Det ideala lekområdet har lagom djup (upp till 3–4 m), mycket vegetation eller ris (trädrester), ligger vågskyddat men har ändå en viss vattenomsättning och relativt fast botten samt blir varm tidigt på våren. På kusten kan man lägga till att vattnet bör vara sött eller ha låg salthalt (helst lägre än 7 psu (promille)).

Hanarna kommer till lekområdet innan honorna. Så fort en mogen (rundmagad) hona kommer jagas hon runt av två eller flera hanar. Till slut accepterar hon uppvaktningen och släpper några herrar närmare. I en avancerad dans följer de henne medan hon lägger sin rom i en lång sträng – som en nätstrumpa. Den är vitaktig och upp till en meter lång. Romsträngen hängs upp i vattnet på kvistar och död vegetation för att slippa ligga i bottensediment med sämre syreförhållanden. Hanarna befruktar rommen och tillbringar sedan, liksom göshanar, en tid på att försvara den mot rovdjur. Detta unika med en romsträng som kan draperas över nedfallna träd och kvistar gör att abborren klarar att föröka sig även i små vatten med dybotten – de där bruna skogsgölarna där bara abborre finns. Genom att lägga romsträngen över kvistar så hålls den ovanför botten. Problemet är istället förstås att rommen blir så exponerad både för väder och vind, samt rovdjur. Det tar två veckor för rommen att kläcka och hanen är ofta på plats och vaktar hela tiden. Det talar för att rommen inte är oätlig som ibland anges.

Tätortsnära brukar stränderna vara påverkade så att vegetation och framför allt kvistar saknas. Likadant kan det vara i sjöar som regleras hårt så att strandzonen utarmas. Det finns alltså många vatten där lite trädrester kan göra nytta, helst hela träd fällda ut i vattnet eller de bekanta risvasarna. Till och med uttjänta julgranar har använts. Att metoden fungerar visar omfattande försök i Tjeckiska reglerade reservoarer. Men det är en metod för områden där lekhabitat är begränsande. Att överdriva mängden lekhabitat i områden med god naturlig tillgång riskerar bara att abborrarna råkar ut för stor inbördes konkurrens om kan fördvärgas – så kallade tusenbröder.

26. Litteratur/källförteckning

Abu-Zreig, M., Rudra, R.P., Whiteley, H.R., Lalonde, M.N. & K.K. Narinder, 2003. Phosphorus removal in vegetated filter strips. *Journal of Environmental Quality*, 32:613–619.

Ahlbäck, A. & R. Albertsson, 2006. Flottning och flottleder i Södra Sverige. CO-print, Eget förlag, 192 s.

Ahmad, S., Liu, H., Günther, A., Couwenberg, J. & B. Lennartz, 2020. Long-term rewetting of degraded peatlands restores hydrological buffer function. *Science of the Total Environment* 749.

Alfredsen, K., Harby, A., Linnansaari, T. & O. Ugedal, 2012. Development of an inflow-controlled environmental flow regime for a Norwegian river. *River research and applications*, 28:731–739.

Allan, D.J., 1995. *Stream ecology: Structure and function of running waters*. Chapman & Hall, London, 400 s.

American Rivers & International Rivers network, 2004. *Beyond dams. Options & Alternatives*. 79 s. Återfinns på americanrivers.org.

American Rivers & Trout Unlimited, 2002. *Exploring dam removal. A decision-making guide*. 80 s. Återfinns på tu.org.

Andersson, E. & O. Forsberg, 2019. Nya målbilder för god miljöhänsyn vid dikesrensning och skyddsdikning. Skogsstyrelsen, Rapport 2019/6, 99 s.

Andersson, M., Lundström, K., Rankka, W. & B. Rydell, 2008. Erosion och sedimenttransport i vattendrag. *SIG Varia* 592, 47 s.

Andersson, Å., Bollvik, P., von Essen, L., Huldt & H.B. Karlsson, 1996. *Viltvatten. Anläggning och skötsel*. Svenska Jägareförbundet, 70 s.

Andreasson, S., 1967. Verkeån och stensimpan. *Skånes Natur* 54:108–117.

Angelstam, P. & G. Mikusinski, 2001. Hur mycket skog kräver mångfalden? En svensk bristanalys. Rapport från Levande skogsvatten, WWF, 19 s.

Angelstam, P., Breuss, M., Mikusinski, G., Stenström, M., Stighäll, K. & D. Thorell, 2002. Effects of forest structure on the presence of woodpeckers with different specialisation in a landscape history gradient in NE Poland. Sid 25-38. Ur: *Proceedings of the 2002 annual IALAE(UK), Univ. of East Anglia*, Eds: D. Chamberlain & A. Wilson.

Angelstam, P., Mikusinski, G. & J. Fridman, 2004. Natural forest remnants and transport infrastructure – does history matter for biodiversity conservation planning? *Ecological Bulletins* 51:149-162.

- Arlinghaus, R. & C. Wolter, 2003. Amplitude of ecological potential: chub *Leuciscus leuciscus* (L.) spawning in an artificial lowland canal. J. Applied ichthyology 19(1):52-54.
- Bain, M.B, Finn, J.T. & H.E. Booke, 1988. Streamflow regulation and fish community structure. Ecology 69:382–392.
- Bakken, T.H., Forseth, T. & A. Harby (red.), 2016. Miljøvirkninger av effektkjøring: Kunnskapsstatus og råd til forvaltning og industri. - NINA Temahefte 62. 205 s.
- Bardonnnet, A. & J-L. Baglinière, 2000. Freshwater habitat of Atlantic salmon. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57:497-506.
- Barlup, B.T. & S.J. Saltveit, 2006. Fisk – gyting, rognutvikling og tidspunkt for første naeringsopptak. Sid. 80–89. Ur: Ökologiske forhold i vassdrag – konsekvenser av vannføringssendringer. En sammenstilling av dagens kunskap. Red. S.J. Saltveit. Norges vassdrags- og energidirektorat, 152 s.
- Batchelor, J.L., Ripple, W.J., Wilson, T.M. & L.E. Painter, 2015. Restoration of riparian areas following the removal. Environmental management 59:930-942.
- Bates, K., 2003. Design of road culverts for fish passage. Washington Dept. of fish and Wildlife, 111 s.
- Baxter, R.M., 1977. Environmental effects of dams and impoundments. Ann. Rev. Ecol. Syst. 8:255–283.
- Beamish, F.W.H., 1978. Swimming capacity. Sidorna 101–187. Ur. W.S. Hoar & D.J. Randall. Fish physiology, vol. 7. Academic press, New York.
- Bednarek, A. 2004. Undamming rivers: a review of the ecological impacts of dam removal. Environmental management 27(6):803-814.
- Beechie, T. E. & S. Bolton, 1999. An approach to restoring salmonid habitat-forming processes in Pacific Northwest watersheds. Fisheries 24:6-15.
- Beier, U., Degerman, E., Sers, B., Bergquist, B. & M. Dahlberg, 2007. Bedömningsgrunder för fiskfaunans status i rinnande vatten - utveckling och tillämpning av VIX. FINFO, Fiskeriverket Informerar, 2007:5.
- Bejarano, M.D., Jansson, R. & C. Nilsson, 2017. The effects of hydropeaking on riverine plants: a review. Biol. Rev. doi: 10.1111/brv.12362.
- Beland, F.K., 1996. The relationship between redd counts and Atlantic salmon (*Salmo salar*) parr populations in the Dennys River, Maine. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 53:513-519.
- Benayas, J.M.R., Newton, A.C., Diaz A. & J.M. Bullock, 2009. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. Science 325:1121–1124.

Bergek, S., Sandin, L., Tomband, F., Holén, E. & A. Bryhn, 2017. Ekosystemtjänster från svenska sjöar och vattendrag – identifiering och bedömning av tillstånd. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2017:7, 83 s.

Bergengren, J., 1999. Vandringshinder & spridningsbarriärer. Inventerade i 11 vattensystem i Västernorrland. Länsstyrelsen publikation 1999:1, 110 s.

Bergengren, J., 2007. Vägtrummor som vandringshinder i skogsvattendrag. WWF Levande skogsvatten, 31 s.

Bergengren, J., Engblom, E., Göthe, L., Henrikson, L., Lingdell, P.-E., Norrgrann, O. & H. Söderberg, 2004. Skogsälven Varzuga-ett urvatten på Kolahalvön. Rapport Projekt Levande skogsvatten, WWF, 25 s.

Berglund, I. & B-G. Persson, 1986. Reproduktionsstrategiens betydelse för överlevnaden hos olika harrstammar i försurade och kalkade vatten. PM. Umeå Universitet, Inst. ekol. Zoologi, 43 s.

Berglund, J., 2004. Leklokaler för asp i Göta älvs, Hjälmarens och Vänerns avrinningsområden. Fiskeriverket Informerar, FINFO 10, 129 s.

Berglund, J., 2007. Utveckling av metod för övervakning av asp. Upplandsstiftelsen, 18 s.

Bergquist, B., 1999. Påverkan och skyddszoner vid vattendrag i skogs- och jordbrukslandskapet. Fiskeriverket Rapport 1999:3, 118 s.

Bernes, C., 1994. Biologisk mångfald i Sverige. En landstudie. Monitor 14, 280 s.

Bernhardt, E.S. & M.A. Palmer, 2007. Restoring streams in an urbanizing world. *Freshwater Biology*, 52(4):738–751.

Biggs, J., Corfield, A., Gron, P., Hansen, H.O., Walker, D., Whitfield, M. & P. Williams, 1998. Restoration of the rivers Brede, Cole and Skerne: a joint Danish and British EU-LIFE demonstration project, V - Short-term impacts on the conservation value of aquatic macroinvertebrate and macrophyte assemblages. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 8:241-255.

Biggs, B.J.F., 2000. Eutrophication of streams and rivers: dissolved nutrient–chlorophyll relationships for benthic algae. *Journal of the North American Benthological Society* 19:17–31.

Bilby, R.E. & J.W. Ward, 1989. Changes in characteristics and function of woody debris with increasing size of streams in western Washington. *Trans. Am. Fish. Soc.* 118:368-378.

Bishop, K., Buffam, I., Erlandsson, M., Fölster, J., Laudon, H., Seibert, J. & J. Temnerud, 2008. Aqua Incognita: the unknown headwaters. *Hydrological Processes* 22:1239-1242.

Bjelke, U., 2010. Analys av rödlistade sötvattensarter. Artdatabanken Rapporterar 6. Artdatabanken, SLU, Uppsala, 32 s.

Bjelke, U. & S. Sundberg, 2014. Sötvattenstränder som livsmiljö – rödlistade arter, biologisk mångfald och naturvård. Artdatabanken Rapporterar 15, Artdatabanken, SLU, Uppsala, 57 s.

Björk, S., 2010a. Principles, planning and accomplishment of lake restoration projects. Sidorna: 71-75. Ur: Eiseltová, M. (red.): Restoration of lakes, streams, floodplains and bogs in Europe. Principles and case studies. Conservation and management 3, Springer verlag.

Björk, S., 2010b. The evolution of lakes and wetlands. Sidorna: 25-35. Ur: Eiseltová, M. (red.): Restoration of lakes, streams, floodplains and bogs in Europe. Principles and case studies. Conservation and management 3, Springer verlag.

Björk, S., 2014. Limnological methods for environmental rehabilitation – the fine art of restoring aquatic ecosystems. Schweizerbart Science Publishers, 381 s.

Black, A. R., Rowan, J. S., Duck, R. W., Bragg, O. M. och Clelland, B. E. 2005. DHRAM: a method for classifying river flow regime alterations for the EC Water Framework Directive. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 15: 427–446.

Bleckert, S., Degerman, E. & L. Henrikson, 2011. Skogens vatten. Södra Skogsägarna, Mellanskog, Norrskog och Norra Skogsägarna, 172 s. ISBN 978-91-633-7874-4.

Blindow, I., 2009. Åtgärdsprogram för hotade kransalger: tuvsträfs och barklöst sträfs 2008–2011. Naturvårdsverket Rapport 5851, 56 s.

Bohlin, T., 1977. Habitat selection and intercohort competition of juvenile sea-trout *Salmo trutta*. Oikos 29, 112–117.

Bolotov, I.N., m fl, 2018. Climate warming as a possible trigger of keystone mussel populations decline in oligotrophic rivers at the continental scale. Scientific reports, 2018,8:35.

Boverket, 2010. Mångfunktionella ytor: klimatanpassning av befintlig bebyggd miljö i städer och tätorter genom grönstruktur. Karlskrona, Boverket.

Bowler, D.E., Mant, R., Orr, H., Hannah, D.M. & A.S. Pullin, 2012. What are the effects of wooded riparian zones on stream temperature? Environmental Evidence. doi: 10.1186/2047-2382-1-3.

Braccia, A. & D.P. Batzer, 2008. Breakdown and invertebrate colonization of dead wood in wetland, upland, and river habitats. Canadian Journal of Forest Research 38(10):2697–2704.

Brackenbury, J., 2004. Kinematics and hydrodynamics of swimming in the mayfly larvae. J. Exp. Biol. 207:913-922.

Bradbury, R.B., m fl, 2021. The economic consequences of conserving or restoring sites for nature. *Nature Sustainability* <https://doi.org/10.1038/s41893-021-00692-9>.

Braudrick, C.A., Dietrich, W.E., Leverich, G.T. & L.S. Sklar, 2009. Experimental evidence for the conditions necessary to sustain meandering in coarse-bedded rivers. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106(40):16936–16941.

Britton, J.R., Cowx, I.G., Axford, S.N. & P.A. Frear, 2004. An overview of recruitment patterns of roach *Rutilus reguli* (L.) between 1969 and 2001 in the rivers of England and their influence on population abundance. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 4(2):91-102.

Broadmedow, S.B., Jones, H.G., Langford, T.E.L., Shaw, P. & T.R. Nisbet, 2010. The influence of riparian shade on lowland stream water temperatures in southern England and their viability for brown trout. *River Res. Applic.* 27:226-237.

Brookes, A., 1987. The distribution and management of channelized streams in Denmark. *Regulated rivers: Research and management* 1:3-16.

Brooks, A.P., Geherke, P.C., Jansen, J.D. & T.B. Abbe, 2004. Experimental reintroduction of woody debris on the Williams River, NSW: Geomorphic and ecological responses. *River. Res. Appl.* 20(5):513-536.

Brooks, A.P., Howell, T., Abbe, T.B & A.H. Arthington, 2006. Confronting hysteresis: Wood based river rehabilitation in highly altered riverine landscapes of south-eastern Australia. *Geomorphology* 79:395–422.

Brown, A.G., m fl, 2018. Natural vs anthropogenic streams in Europe: History, ecology, and implications for restoration, river-rewilding and riverine ecosystems services. *Earth-Science reviews* 180:185-205.

Bruder, A., m fl, 2016. A conceptual framework for hydropeaking mitigation. *Science of the Total Environment*, 568(August), pp.1204–1212.

Bufkova, I., Stibal, F. & E. Mikulaskova, 2011. Restoration of drained mires (Sumava national Park, Czech Republic). *Proceeding's 7th European Conference on Ecological Restoration*.

Bukaveckas, P.A., 2007. Effects of channel restoration on water Velocity, transient storage, and nutrient uptake in a channelized stream. *Environmental Science and Technology*, 41:1570-1576.

Bunn, S. E. & A.H. Arthington, 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management* 30(4):492–507.

Bushaw-Newton, K.L., m fl, 2002. An integrative approach towards understanding ecological responses to dam removal: The Manatawny Creek study: Dam removal. *J. Am. Water Resources assoc.* 38(6):1581-1599.

- Cala, P., 1975. The ecology of the Ide *Idus idus* (L.) in the river Kävlingeån, south Sweden. Doktorsavhandling, Lunds universitet, 15 s.
- Calles, O., 2006. Re-establishment of connectivity for fish populations in regulated rivers. Karlstad University studies, 1403-8099; 2005:56). Dissertation (sammanfattning), 51 s.
- Calles, E.O. & L.A. Greenberg, 2005. Evaluation of nature-like fishways for re-establishing connectivity in fragmented salmonid populations in the River Emån. River Research and Applications 21:9, 951
- Calles, E.O. & L.A. Greenberg, 2007. The use of two nature-like fishways by some fish species in the Swedish River Emån. Ecology of freshwater fish 16:183-190.
- Calles, E.O. & L.A. Greenberg, 2009. Connectivity is a two-way street: the need for a holistic approach to fish passage problems in regulated rivers. River research and application 25:1268-1286.
- Calles, O., Degerman, E., Wickström, H., Christiansson, J., Gustafsson, S. & I. Näslund, 2013. Anordningar för upp- och nedströmspassage av fisk vid vattenanläggningar. Underlag till vägledning om lämpliga försiktighetsmått och bästa möjliga teknik för vattenkraft. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2013:14, 114 s.
- Calles, O., Christiansson, J., Kläppe, S., Alenäs, I., Karlsson, S., Nyqvist, D & M. Hebrand, 2015. Slutrapport Hertingprojektet – Förstudie och uppföljning av åtgärder för förbättrad fiskpassage 2007–2015. Naturresurs rinnande vatten, Karlstads universitet, 34 s.
- Capell, R. & J. Olsson, 2013. Future projections of nutrient fluxes to Lake Mälaren. Vatten 69:209–220.
- Capon, S.J., Chambers, L.E., m fl, 2013. Riparian ecosystems in the 21st century: hotspots for climate adaptation? Ecosystems 16:359-381.
- Carlson, P., Sandin, L. & S. Donadi, 2018. Responses of macroinvertebrate communities to small dam removals: Implications for bioassessment and restoration. Journal of Applied Ecology 4:1896-1907.
- Carlsson, J., Aarestrup, K., Nordwall, F., Näslund, I., Eriksson, T. & J.E.L. Carlsson, 2004. Migration of land-locked brown trout in two Scandinavian streams as revealed from trap data. Ecology of Freshwater Fish 13:1–7.
- Cassie, D., 2006. The thermal regime of rivers: a review. Freshwater biology 51:1389-1406.
- Catford J.A. & R. Jansson, 2014. Drowned, buried and carried away: effects of plant traits on the distribution of native and alien species in riparian ecosystems. New Phytologist 204:19-36.
- Champkin, J.D., m fl 2017. Responses of fishes and lampreys to the re-creation of meanders in a small English chalk stream. River Res. Applic. 2017;1–1

Charmansson, J. & P. Zinke, 2011. Mitigation measures against hydropeaking effects. A literature review. SINTEF Report 2011-12-15, 53 s.

Charpentier Ljungqvist, F., 2009. Global nedkylning – klimatet och människan under 10 000 år. Norstedts, 336 s.

Charpentier Ljungqvist, F., m fl, 2019. European warm-season temperature and hydroclimate since 850 CE. *Environ. Res. Lett.* 14:084015.

Christensen, P., Glimskär, A., Hedblom, M. & A. Ringwall, 2008. Myrarnas areal och vegetation: skattningar från provytedata i NILS 2003–2007. Arbetsrapport 237, SLU, Inst. för skoglig resurshushållning, 34 s.

Clark, J.M. & J.J. Montemarano, 2017. Short-term impacts of remeandering restoration efforts on fish community structure in a fourth-order stream, *Water* 9, 546; doi:10.3390/w9070546.

Clarke, K. & D. Scrutton, 2002. Evaluating efforts to increase salmonid productive capacity through habitat enhancement in the low diversity/production systems of Newfoundland, Canada. Ur: Proc. of the 13th international salmonid habitat enhancement workshop (Ed. M. O'Grady); sid:160-182. Central fisheries board, Ireland, 267 s.

Clements, W.H., Vieira, N.K.M. & D.L. Sonderegger, 2010. Use of ecological thresholds to assess recovery in lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society* 29:1017–1023.

Conroy, E., Turner, J.N., Rymaszewicz, A., O'Sullivan, J.J., Bruen, M., Lawler, D., Lally, H. & M. Kelly-Quinn, 2016. The impact of cattle access on ecological water quality in streams: Examples from agricultural catchments within Ireland. *Science of the Total Environment* 547:17–29.

Cook, N.A., Sarver, E.A., m fl, 2015. Habitat and water quality as drivers of ecological system health in Central Appalachia. *Ecological engineering* 84:180-189.

Copeland, R.R., McComas, D.N., Thorne, C.R., Soar, P.J., Jonas, M.M. & J.B. Fripp, 2001. Hydraulic design of stream restoration projects. US Army Corps of Engineers. ERDC/CHL Tr-01-28, 172 s.

Cowx, I.G. & R.L. Welcomme, 1998. Rehabilitation of rivers for fish. FAO handbook. Fishing News Books, 260 s.

Crispin, V., House, R. & D. Roberts, 1993. Changes in instream habitat, large woody debris, and salmon habitat after the restructuring of a coastal stream. *N. Am. J. Fish. Manage.* 43:96-102.

Cronert, H., 1992. Att vårda en våtmark. *Vår fågelvärld* 51:2.

- Crosato, A. & E. Mosselman, 2009. Simple physics-based predictor for the number of river bars and the transition between meandering and braiding. *Water Resources Research* 45, W03424.
- Crossman, J., Eimers, M., Kerr, J., & H. Yao, 2016. Sensitivity of physical lake processes to climate change within a large Precambrian Shield catchment. *Hydrological Processes*, 30(23):4353–4366.
- Cubley, E.S. & R.L. Brown, 2016. Restoration of Hydrochory Following Dam Removal on the Elwha River, Washington. *River Research and Applications* 32(7):1566-1575.
- Dade, W.B. & P.F. Friend, 1998. Grain-size, sediment-transport regime, and channel slope in alluvial rivers. *Journal of Geology* 106(6):661–675.
- Dahlström, N., 2005. Doktorsavhandling, Umeå Universitet Function and dynamics of woody debris in boreal forest streams, Umeå, 28 s.
- Dahlström, N. & C. Nilsson, 2004. Influence of woody debris on channel structure in old growth and managed forest streams in Central Sweden. *Env. Management* vol. 33(2):376–384.
- Dahlström, N., K. Jönsson K. & C. Nilsson, 2005. Long-term dynamics of large woody debris in a managed boreal forest stream. *Forest ecol. and management* 210:363-373.
- Darveau, M., Beauschesne, P., Belanger, L., Huot, J. & P. LaRue, 1995. Riparian forest strips as habitat for breeding birds in boreal forest. *J. Wildlife mgmt* 59:67–78.
- Dedering, C., 2001. Kulturhistoria ur dimma – Emåns avrinningsområde. Länsstyrelsen i Kalmar och Länsstyrelsen i Jönköpings län, 316 s.
- Dedering, C., 2005. Projekt typvattendrag. Delstudie: Emåns avrinningsområde inom Kalmar län. PM på uppdrag av Riksantikvarieämbetet, februari 2005, Länsstyrelsen i Kalmar län, 74 s.
- Deemer, B.R., Harrison, J.A., m fl, 2016. Greenhouse gas emissions from reservoir water surfaces: A new global synthesis. *Bioscience* 66(11).
- Degerman, E. (red.), 2008. Ekologisk restaurering av vattendrag. Naturvårdsverket & Fiskeriverket, Internet, 300 s.
- Degerman, E., Niskakoski, K. & B. Sers, 1997. Betydelsen av minimivattenföring sommartid för lax (*Salmo salar*) och öring (*Salmo trutta*) på västkusten. *Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm* (1):41–54.
- Degerman, E. & T. Ekman, 2004. De stora blå – fisk och miljö i våra fyra största sjöar. Gullers förlag, 143 s.

- Degerman, E., Sers, B., Törnblom, J. & P. Angelstam, 2004. Large woody debris and brown trout in small forest streams – towards targets for assessment and management of riparian landscapes. *Ecol. Bull.* 51:233–239.
- Degerman, E., Beier, U. & B. Bergquist, 2005. Bedömning av miljötillstånd i kustvattendrag med hjälp av fisk. *Fiskeriverket Informerar, FINFO* 2005:1, 67 s.
- Degerman, E., Halldén, A., & J. Törnblom, 2005. Död ved i vattendrag – effekten av skogsålder och naturlig skyddszon. *WWF. Levande skogsvatten*, 20 s.
- Degerman, E., Alexanderson, S., Bergengren, J., Henrikson, L., Johansson, B-E., Larsen, B.M. & H. Söderberg, 2009. Restaurering av flodpärlmusselvatten. *Världsnaturfonden, WWF Solna*, 62 s.
- Degerman, E., Andersson, M., Petersson, E. & B. Sers, 2013. Bedömning av vattenregleringspåverkan med hjälp av elfiske. *Länsstyrelsen i Värmland publikation* 23, 20 s.
- Degerman, E., Calles, O., Näslund, I. & H. Wickström, 2013. Påverkan på strömlevande fisk av anlagda lugnvatten. Underlag till vägledning om lämpliga försiktighetsmått och bästa möjliga teknik för vattenkraft. *Havs- och vattenmyndighetens rapport* 2013:15, 20 s.
- Degerman, E., Bergquist, B. & E. Petersson, 2015. Effekter av kalkning på fisk i rinnande vatten. Resultat från 30 år av elfisken i kalkade vattendrag. *Havs- och vattenmyndigheten rapport* 2015:23, 75 s.
- Degerman, E., Sers, B., Tamario, C., Törnblom, J. & P. Angelstam, 2015. Var finns öringpopulationer i Hedströmmens huvudfåra? – *EUROSCAPES Communication* 2015:1. *Swedish University of Agricultural Sciences*, 16 s.
- Degerman, E., K. Magnusson & B. Sers, 2016. Jämför- och referensvärden från Svenskt Elfiskeregister. *Sveriges lantbruksuniversitet. Aqua reports*; 2016:14.
- Degerman, E. & I. Näslund, 2017. Fiskevård – för friska fiskbestånd i friska vatten. *Sveriges Sportfiske och Fiskevårdsförbund*, 399 s. ISBN 978-91-86786-44-1.
- Degerman, E., Tamario, C., Sandin, L. & J. Törnblom, 2017. Fysisk restaurering av sjöar. *Aqua reports* 2017:10, 105 s.
- Degerman, E., Tamario, C., Watz, J., Nilsson, P.A. & O. Calles, 2019. Occurrence and habitat use of European eel (*Anguilla anguilla*) in running waters: lessons for improved monitoring, habitat restoration and stocking. *Aquatic ecology*. <https://doi.org/10.1007/s10452-019-09714-3>.
- De Groot, R. S., Blignaut, J., van der Ploeg, S., Aronson, J., Elmqvist, T. & J. Farley, 2013. Benefits of investing in ecosystem restoration. *Conservation Biology* 27:1286–1293.
- De Jong, J. & M. Almstedt, 2005. Död ved i levande skogar. Hur mycket behövs och hur kan målet nås? *Naturvårdsverket Rapport* 5413, 110 s.

Dickson, I. & B. Spade 2016. Dammägarens handbok. Förlag Industriantikvarie Ida Dickson, ISBN 978-91-639-1153-8.

Diefenderfer, H.L., Johnson, G.E., Thom, R.M., Buenau, K.E., Weitkamp, L.A., Woodley, C.M., Borde, A.B. & R.K. Kropp, 2016. Evidence-based evaluation of the cumulative effects of ecosystem restoration. *Ecosphere*, 7.

Dixon, S.J., m fl, 2016. The effects of river restoration on catchment scale flood risk and flood hydrology. *Earth Surface Processes and Landforms* 41(7):997–1008.

Donadi, S., Tamario, C., Sandin, L. & E. Degerman, 2019. Country-wide analysis of large wood as a driver of fish abundance in Swedish streams: who benefits and where? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 29:706-716.

Donadi, S., Sandin, L., McKie, B., Holmgren, K., Jones, D., & E. Degerman, 2021. Interactive effects of land use, river regulation and climate on a key recreational fishing species in temperate and boreal streams. Submitted March-2021. *Freshwater Biology*.

Doyle, M.W., Stanley, E.H. & J.M. Harbor, 2003a. Channel adjustments following two dam removals in Wisconsin. *Water Resources Research* 39(1):1-15.

Doyle, M.W., Stanley, E.H. & J.M. Harbor, 2003b. Hydrogeomorphic controls on phosphorus retention in streams. *Water Resources Research* 39(6):1-17.

Doyle, M.W., Stanley, E.H., Cailin, H.O., Selle, A.R., Sethi, S.A. & J.M. Harbor, 2005. Stream ecosystem response to small dam removal: lessons from the heartland. *Geomorphology* 71:227-244.

Downes, B.J., Barmuta, L.A., Fairweather, P.G., Faith, D.P., Keough, M.J., Lake, P.S., Mapstone, B.D. & G.P. Quinn, 2002. Monitoring ecological impacts: concepts and practice in flowing water. Cambridge University Press, New York, New York, USA.

Dudgeon, D., 2010. Prospects for sustaining freshwater biodiversity in the 21st century: linking ecosystem structure and function. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 2:422–430.

DWA, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, 2005. Fish protection technologies and downstream fishways. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft (dwa.de), 226 s.

DWA, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, 2010, Merkblatt DWA-M 509. Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbare Bauwerke. Gestaltung, Bemessung, Qualitätssicherung, (dwa.de), 287 s.

Dyderski, M.C., Gdula A.K. & A.M. Jagodzonski, 2015. "The rich get richer" concept in riparian woody species – a case study of the Warta River Valley (Poznan, Poland). *Urban forestry & Urban Greening* 14:107-114.

- Dynesius, M., 2001. Spatial and evolutionary aspects of species diversity, species traits, and human impact with examples from boreal riparian and forest plant communities. Doktorsavhandling. Umeå universitet, Umeå.
- Dörner, G. & G. Kjell, 2000. Asparna leker i Oxundaåns vattensystem. Examensarbete, Naturgeografiska inst., Stockholms universitet.
- Eades, P., Bardsley, L., Giles, N. & A. Crofts, 2005. Wetland restoration manual. The Wildlife Trust, Newark.
- Eaton, B. C., Millar, R. G. & S. Davidson, 2010. Channel patterns: Braided, anabranching, and single-thread. *Geomorphology* 120:353–364.
- Eberle, M.E., Ernsting, G.W., Tomelleri, J. R. & S.L. Wells, 1993. Assessment of restored stream flow on fish communities in the Arkansas River of Southwestern Kansas. *Transactions of the Kansas Academy of Science* 96:114-130.
- Ebersole, J.L., Liss, W.J., & C.A. Frissell, 2001. Relationship between stream temperature, thermal refugia and rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* abundance in arid-land streams in the northwestern United States. *Ecol. Freshw. Fish* 10(1):1–10.
- EEG 92/443. Art- och habitatdirektivet. Rådets direktiv 92/43/EEG av den 21 maj 1992 om bevarande av livsmiljöer samt vilda djur och växter.
- Ekelund, N., 2012. Hur påverkar klimatförändringar sjöar och hav? *Vatten* 68:155–160.
- Ekologgruppen, 2004. Åmansboken – Vård, skötsel och restaurering av åar i jordbruksbygd. Saxån-Braåns vattenvårdskommitté. ISBN 91-631-4875-7, 134 s.
- Elliott, M., Burdon, D., Atkins, J. P., Borja, A., Cormier, R., de Jonge, V. N. & R.K. Turner, 2017. “And DPSIR begat DAPSI(W)R(M)!” – A unifying framework for marine environmental management. *Marine Pollution Bulletin* 118:27-40.
- Elo, M., Penttinen, J. & J. Kotiaho, 2015. The effect of peatland drainage and restoration on Odonata species richness and abundance. *BMC Ecology* 15:11.
- Enefalk, Å., Huusko, A., Pauliina, L & E. Bergman, 2019. Fine stream wood decreases growth of juvenile brown trout (*Salmo trutta* L.). *Environ. Biol. Fish* <https://doi.org/10.1007/s10641-019-00869-4>.
- Enetjärn, A. & T. Birkö, 1998. Vodlozersky nationalpark. Studier av ett skogs- och vattenekosystem i ryska Karelen. *Kommunbiologer i norr*, 76 s.
- England, J. & M.A. Wilkes, 2018. Does river restoration work? Taxonomic and functional trajectories at two restoration schemes. *Science of the total environment* 618:961-970.
- Environment Canada, 2013. How much habitat is enough? Third edition. Environment Canada, Toronto, Ontario. ISBN 978-1-100-21922-6.

- Erkinaro, J., m fl, 2017. Road culvert restoration expands the habitat connectivity and production area of juvenile Atlantic salmon in a large subarctic river system. *Fisheries Management and Ecology* 24(1):73–81.
- Ermold, M., 2019. Potentiella våtmarkslägen. En avvägning av olika GIS-metoder. Grip on Life rapportserie 2019:01, 24 s.
- Erwin, K.L., 2009. Wetlands and global climate change: the role of wetland restoration in a changing world. *Wetland Ecol. Manage.* 17:71–84.
- Erwin, S.O., R.B. Jacobson & C.M. Elliott, 2017. Quantifying habitat benefits of channel reconfigurations on a highly regulated river system, Lower Missouri River, USA. *Ecological Engineering* 103:59–75.
- Esseen, P.A., Glimskär, A. & G. Ståhl, 2004. Linjära landskapselement i Sverige: skattningar från 2003 års NILS-data. Inst. för Skoglig resurshushållning och geomatik, SLU, Umeå, 47 s.
- Fabricius, E. & K-J. Gustafson, 1955. Observations on the spawning behaviour of the grayling, *Thymallus thymallus* (L.). Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm, 36:75–103.
- Fahrig, L., 2001. How much habitat is enough? *Biological conservation* 100:65–74.
- Fauch, K.D. & T.G. Northcote, 1992. Large woody debris and salmonids habitat in small coastal British Columbia streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 49:682–693.
- Faunapassageudvalget, 2004. Sammenfatning af delrapport 1 til 4. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, de jyskeamter, Danmarks Fiskeriundersøgelser, Dansk Dambrugerforening og Danmarks Sportsfiskerforbund, 60 s.
- Fearnside, P.M., 1995. Hydroelectric dams in the Brazilian Amazon as sources of greenhouse gases. *Environmental Conservation* 22(1):7–19.
- Feld, C.K., Birk, S., m fl, 2011. From natural to degraded rivers and back again: a test of restoration ecology theory and practice. *Advances in Ecological Research*, Volume 44.
- Fencl, J.S., Mather, M.E., Costigan, K.H. & M.D. Daniels, 2015. How big of an effect do small dams have? Using geomorphological footprints to quantify spatial impact of low-head dams and identify patterns of across-dam variation. *PLoS one*, 10, Article Number:e0141210
- Ficke, A.D., Myrick, C.A. & L. Hansen, 2007. Potential impacts of global climate change on freshwater fisheries. *Rev Fish Biol. Fisheries* 17:581–613.
- Flebbe, P.A. & C.A. Dolloff, 1995. Trout use of woody debris and habitat in Appalachian wilderness streams of North Carolina. *N. Am. J. Fish. Manage.* 15:579–590.

Forseth, T. & A. Harby (red.), 2013. Håndbok for miljødesign i regulerte laksevasdrag. Nina Temahefte 52, 90 s.

Friberg, N., Kronvang, B., Svendsen, L.M. & H.O. Hansen, 1994. Restoration of a channelized reach of the River Gelsa, Denmark: effects on the macroinvertebrate community. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 4:289-296.

Friberg, N., Kronvang, B., Hansen, H.O. & L.M. Svendsen, 1998. Long-term, habitat-specific response of a macroinvertebrate community to river restoration. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 8:87-99.

Friberg, N., m fl, 2016. Effective river restoration in the 21st century: From trial and error to novel evidence-based. *Advances in Ecological Research*, Volume 55, Chapter 11:535-573. ISSN 0065-2504

FUG (Fiskutredningsgruppen Norrbotten), 2019. Fördjupad funktionskontroll i fiskvägen i Jockfall, Kalixälven genom varierande mängd lockvatten. PM 2019-02-15, 3 sidor.

Gates, K.K., Vaughn, C.C. & J.P. Julian, 2015. Developing environmental flow recommendations for freshwater mussels using the biological traits of species guilds. *Freshwater Biology* 60:620-635.

Geist, J. & S.J. Hawkins, 2016. Habitat recovery and restoration in aquatic ecosystems: current progress and future challenges. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 26:942–962.

Génétay, C., Bengtsson, O. & H. Gelotte Fernandez, 2019. Kulturmiljöers känslighet – metod för att bedöma kulturmiljöers känslighet i samband med vattenvårdsåtgärder som innebär fysiska miljöanpassningar vid sjöar och vattendrag. Riksantikvarie-ämbetet, 77 s.

Gerhard, M. & M. Reich, 2000. Restoration of streams with large wood: effects of accumulated and built-in wood on channel morphology, habitat diversity and aquatic fauna. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 85(1):123-137.

Giannico, G.R., 2000. Habitat selection by juvenile coho salmon in response to food and woody debris manipulations in suburban and rural stream sections. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57:1804-1813.

Gibson, R.J., 1993. The Atlantic salmon in fresh water: spawning, rearing and production. *Rev. Fish Biol. Fish.* 3(1):39–73.

Glimskär, A., Wikberg, J., Marklund, L. & P. Christensen, 2007. Linjära landskapselement i NILS fältinventering 2003–2006. Arbetsrapport 199. SLU.

Gonzalez, E., Sher, A.A., Tabacchi, E., Masip, A. & M. Poulin, 2015. Restoration of riparian vegetation: A global review of implementation and evaluation approaches in the international, peer-reviewed literature. *Journal of Environmental Management* 158:85-94.

- Gorbunov, A.K., 2001. Impact of river flow regulation on the hydrological regime and ecosystems of the Volga delta. Sid: 103-107. Ur: River restoration in Europe – practical approaches. Proceedings. RIZA-rapport 2001:023, Holland, 343 s.
- Gordon, N., McMahon, T.A., Finlayson, B.L., Gippel, C.J. & R. J. Nathan, 2004. Stream hydrology. An introduction for ecologists. Second edition, John Wiley & Sons Ltd, 429 s.
- Grahn, B. & A. Öberg, 1996. Rapport över vägtrumms funktion i Västerbottens län 1996. Skogsstyrelsen Umeå, rapport 1996-12.
- Grahn, P. & U.K. Stigsdotter, 2010. The relation between perceived sensory dimensions of urban green space and stress restoration. Landscape and urban planning 94:264–275.
- Gran, B., 1999. Bevara öringen – biotopvård i bäckar och älvar. Bente Gran förlag och informationsbyrå, 152 s.
- Grand-Clement, E., Anderson, K., Smith, D., Luscombe, D., Gatis, N., Ross, M. & R.E Brazier, 2013. Evaluating ecosystem goods and services after restoration of marginal upland peatlands in South-West England. Journal of Applied Ecology 50:324–334.
- Grann, E., 2003. Restaurering av vattendrag – redovisning av en enkät. PM Riksantikvarieämbetet, 14 s
- Gregory, S., Li, H. & J. Li, 2002. The conceptual basis for ecological responses to dam removal. Bioscience 52(8):713-723.
- Greimel F., m fl, 2018. Hydropeaking Impacts and Mitigation. Ur: Schmutz S.&J. Sendzimir (red.). Riverine Ecosystem Management. Aquatic Ecology Series, vol 8. Springer.
- Grill, G., m fl, 2017. Reply to Comment on “An index-based framework for assessing patterns and trends in river fragmentation and flow regulation by global dams at multiple scales”. Environmental Research Letters 12(3), p. 038002. doi: 10.1088/1748-9326/aa60cb.
- Grost, R.T., Hubert, W.A. & T.A. Wesche, 1990. Redd site selection by brown trout in Douglas Creek, Wyoming. J. Freshwater Ecology 5(3):365–371.
- Gudas, C., Bastviken, D., Steger, K., Premke, K., Sobek, S. & L.J. Tranvik, 2010. Temperature-controlled organic carbon mineralization in lake sediments. Nature 466(7305):478.
- Gunn, J.M. & R. Sein, 2000. Effects of forestry roads on reproductive habitat and exploitation of lake trout (*Salvelinus namaycush*) in three experimental lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57(suppl. 2):97-104.
- Gunnarsson, U. & M. Löfroth, 2009. Våtmarksinventeringen – resultat från 25 års inventeringar. Naturvårdsverket Rapport 5925, 121 s.

Gustafsson, P., Greenberg, L.A. & E. Bergman, 2014. Woody debris and terrestrial invertebrates – effects on prey resources for brown trout (*Salmo trutta*) in a boreal stream. *Environ. Fish Biology* 97:529-542.

Gutrich, J.J. & F.J. Hitzhusen, 2004. Assessing the substitutability of mitigation wetlands for natural sites: estimating wetland restoration lag costs of wetland mitigation. *Ecological economics* 48:409-424.

Göthe, E., Degerman, E., Sandin, L., Segersten, J. & B. Mckie, 2019. Flow restoration and the impacts of multiple stressors on fish communities in regulated rivers. *Journal of Applied Ecology*, 00:1-16.

Haapalehto, T.O., Vasander, H., Jauhiainen, S., Tahvanainen, T & J.S. Kotoiaho, 2011. The effects of Peatland restoration on water-table depth, elemental concentrations and vegetation: 10 Years of Changes. *Restoration Ecology* 19:587–598

Haase, P., Hering, D., m fl., 2013. The impact of hydromorphological restoration on river ecological status: a comparison of fish, benthic invertebrates, and macrophytes. *Hydrobiologia* 704:475–488.

Halleraker, J.H., Sundt, Y.H., Alfredsen, K.T. och Dangelmaier, G. 2007. Application of multiscale environmental flow methodologies as tools for optimized management of a Norwegian regulated national salmon watercourse. *River Research and Applications* 23:493–510.

Hansen, H.O. (red.), 1996. Vandlöbsrestaurering – eksempler og erfaringer fra Danmark. Danmarks Miljøundersøgelser, 136 s. Faglig rapport fra DMU nr 151.

Hansen, K., Kronnäs, V., Zetterberg, T., Setterberg, M., Moldan, F., Pettersson, P. & J. Munthe, 2013. DiVa – Dikesrensningens effekter på vattenföring, vattenkemi och bottenfauna i skogsekosystem. IVL Rapport B2072, 112 s.

Hargeby, A., Blindow I. & G. Andersson, 2007. Long-term Patterns of Shifts between Clear and Turbid States in Lake Krankesjön and Lake Tåkern. *Ecosystems*. 10:28–35.

Harris, J.A., Hobbs, R.J., m fl, 2006. Ecological restoration and global climate change. *Restoration Ecology* 14(2):170-176.

Harvey, B.C., Nakamoto, R.J. & J.L. White, 1999. Influence of large woody debris and a bankfull flood on movement of adult resident coastal cutthroat trout (*Oncorhynchus clarkii*) during fall and winter. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56:2161-2166.

Harvey, B.C., Nakamoto, R.J. & J.L. White, 2006. Reduced streamflow lowers dry-season growth of rainbow trout in a small stream. *Trans. Am. Fish. Soc.* 135:998-1005.

Harvey, G.L., Henshaw, A.J., Parker, C. & C.D. Sayer, 2017. Re-introduction of structurally complex wood jams promotes channel and habitat recovery from

overwidening: implications for river conservation. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst*; 2017;1-13.

Hassall, C. & A. Anderson, 2014. Stormwater ponds can contain comparable biodiversity to unmanmade wetlands in urban areas. *Hydrobiologia*. Vol. 745(1):137–150.

Hasselquist, E.M., Nilsson, C., Hjältén, J., Jordensen, D., Lind, L. & L.E. Polvi, 2015. Time for recovery of riparian plants in restored northern Swedish streams: a chronosequence study. *Ecological applications* 25:1373-1389.

Hasselquist, E.M., Polvi, L.E., Kahlert, M., Nilsson, C., Sandberg, L. & B.G. McKie, 2018. Contrasting responses among aquatic organism groups to changes in geomorphic complexity along a gradient of stream habitat restoration: implications for restoration planning. *Water* 10;1465, doi:10.3390/w10101465.

Hassinger, R. & D, Kraetz, 2006. The canoe-fishway – a combination of fish migration facility and canoe passage in the same channel. EIFAC 24th Symposium on Hydropower, Flood control and water abstractions – Implication for fish and fisheries, Mondsee 2006.

Hausner, M.B., Huntington, J.L., m fl, 2018. Assessing the effectiveness of riparian restoration projects using Landsat and precipitation data from the cloud-computing application. *Ecological engineering* 120:432-440.

Heggberget, T., 1987. Reproduction in Atlantic salmon (*Salmo salar*). A summary of studies in Norwegian streams, Direktoratet för Naturförvaltning, Fish research division, Tungsletta 2, Trondheim, Norge, 205 s.

Hein, C. L., G. Öhlund & G. Englund, 2012. Future distribution of Arctic char *Salvelinus alpinus* in Sweden under climate change: effects of temperature, lake size and species interactions. *Ambio*41:303-312.

Heinz Center, 2002. Dam removal – science and decision making. The H. John Heinz II center for science, economics and the environment, 221 s. Återfinns på heinzctr.org.

Heldt, S., m fl, 2016. Social pitfalls for river restoration: How public participation uncovers problems with public acceptance. *Environmental Earth Sciences* 75(13).

Hellström, G., Palm, D., Brodin, T., Rivinoja, P. & M. Carlstein, 2019. Effects of boulder addition on European grayling (*Thymallus thymallus*) in a channelized river in Sweden. *Journal of freshwater ecology* 34:559-573.

Helsen, K., Hermy, M. & O. Honnay, 2013. Spatial isolation slows down directional plant functional group assembly in restored semi-natural grasslands. *Journal of Applied Ecology* 50(2):404–13.

Henley, W.F., Patterson, M.A., Neves, R.J. & D. Lemly, 2000. Effects of sedimentation and turbidity on lotic food webs: a concise review for natural resource managers. *Reviews in fisheries science* pp:125–139.

- Henrikson, L., 2007. Skogsbruk vid vatten. Andra upplagan. Skogsstyrelsens förlag, 28 s.
- Henrikson, L. & P. Peterson, 2011. Återskapa våtmarker genom att lägga igen diken. WWF Handledning, projekt Levande skogsvatten, 8 s.
- Henrikson, L. & H. Söderberg, 2020. Åtgärdsprogram för flodpärlmussla. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2020:19, 100 s.
- Hertonsson, P., Nyström, P. & M. Stenberg, 2019. Åtgärdsprogram för temporära sötvatten. Havs- och vattenmyndighetensrapport 2019:7.
- Hertzman, T. & T. Larsson, 1997. Hornborgasjön – från vasshav till fågelrike. Naturvårdsverket rapport 4694, 128 s.
- Hildebrand, R.H., Lemly, A.D., Dolloff, C.A. & K.L. Harpster, 1997. Effects of large woody debris placements on stream channels and benthic macroinvertebrates. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54(4):931-939.
- Hill, M.T., Platts, S. & R.L. Beschta, 1991. Ecological and geomorphological concepts for instream and out-of-channel flow requirements. *Rivers* 2:198–210.
- Hjertberg, E. & J. Jansson, 2002. Färnans habitatval och utbredning i Sverige. Elevarbete, Sportfiskeakademien, Forshaga, 14 s.
- Hodges, S.W. & D.D. Magoulick, 2011. Refuge habitats for fishes during seasonal drying in an intermittent stream: movement, survival and abundance of three minnow species. *Aquat. Sci.* 73:513-522.
- Hoffman, M., Johansson, H., Gustafson, A. & A. Grimvall, 1999. Stor kväveutlakning i 1800-talets jordbruk. FAKTA Jordbruk, SLU, nr 20, 4 s.
- Hoffsten, P.-O., 2003. Effects of an extraordinarily harsh winter on macroinvertebrates and fish in boreal streams. *Arch. Hydrobiology* 157(4):505–523.
- Holmgren, K., Kinnerbäck, A., Pakkasmaa, P., Bergquist, B. & U. Beier, 2007. Bedömningsgrunder för fiskfaunans status i sjöar - utveckling och tillämpning av EQR8. Fiskeriverket Informerar, 2007:3, 54 s.
- Horreo, J.L., Martinez, J.L., m fl, 2011. Impact of habitat fragmentation on the genetics of populations in dendritic landscapes. *Freshwater Biology* 56:2567–2579.
- Hough-Snee, N., Roper, B.B., Wheaton, J.M., Budy, P. & R.L. Lokteff, 2013. Riparian vegetation communities change rapidly following passive restoration at a northern Utah stream. *Ecological Engineering* 58:371-377.
- Houlahan, J. E., & C.S. Findlay, 2003. The effects of adjacent land use on wetland amphibian species richness and community composition. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 60:1078-1094.

- House, R., 1996. An evaluation of stream restoration structures in a coastal Oregon stream 1981-1993. *N. Am. J. Fish. Manage.* 16:272-281.
- Hruska, J., m fl, 2014. Changes in soil dissolved organic carbon affect reconstructed history and projected future trends in surface water acidification. *Water, Air and Soil Pollution* 225.
- Hu, S., Niu, Z., Chen, Y., Li, L. & H. Zhang, 2017. Global wetlands: Potential distribution, wetland loss, and status. *Science of the total environment* 586:319-327.
- Hughes, F.M.R. & S.B. Rood, 2003. Allocation of river flows for restoration of floodplain forest ecosystems: a review of approaches and their applicability in Europe. *Environ. Manag.* 32:12-33.
- Humborg, C., Conley, D.J., Rahm, L., Wulff, F., Cociasu, A. & V. Ittekkot, 2000. Silicon retention in river basins: Far-reaching effects on biogeochemistry and aquatic food webs in coastal marine environments. *Ambio* 29(1):45-50.
- Hunter, C.J., 1991. *Better trout habitat*. Island Press, ISBN 978-0-933280-77-9, 320 s,
- Huusko, A., Greenberg, L., m fl, 2007. Life in the ice lane: the winter ecology of stream salmonids. *River research and applications* 23:469-491.
- Hvidsten, N.A., Diserud, O.H., Jensen, A.J., Jensås, J.G., Johnsen, B.O. & O. Ugedal, 2015. Water discharge affects Atlantic salmon *Salmo salar* smolt production: a 27 year study in the River Orkla, Norway. *Journal of Fish Biology* 86:92–104.
- Hychka, K. & C. Gottschalk Druschke, 2016. Barriers, opportunities and strategies for urban ecosystem restoration: lessons learned from restoration managers in Rhode Island. Environmental protection agency, EPA 600/R-16/177, 32 s.
- Hylander, K., 2004. Living on the edge: effectiveness of buffer strips in protecting biodiversity in boreal riparian forests. *Doktorsavhandling, Umeå Universitet*, 35 s.
- Hynes, H.B.N., 1975. The stream and its valley. *Int. Ver. Theor. Limnol. Ver.* 19:1-15.
- Hånell, L., 2009. Skogliga våtmarker i Sverige. *Rapporter i skogsekologi och skoglig marklära*. Rapport 60, SLU, 88 s.
- Hägglund, J., 2020. Mid-term report from ReBorN LIFE (LIFE15 NAT/SE/000892, 92 s.
- Höjesjö, J., Gunve, E., T. Bohlin & J.I. Johnsson, 2014. Addition of structural complexity—contrasting effect on juvenile brown trout in a natural stream. *Ecol Freshw Fish* 24:608–615
- ICPDR, 2013. Measures for ensuring fish migration at transversal structures. International commission for the protection of the Danube river, 50 s.

- IPCC, 2007. Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC, Geneva, Switzerland.
- IPCC, 2019. Climate Change and Land, an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems.
- Isaak, D., m fl, 2015. The cold-water climate shield: delineating refugia for preserving salmonid fishes through the 21st century. *Global change biology* 21:2540–2553.
- Jacobsson, G., 2005. Inventering av vägtrummor inom delar av Gimåns avrinningsområde. Länsstyrelsen i Jämtlands län, 6 s.
- Jakobsson, S. & S. Silfverblad, 2021. Levande Vedaån - Slutrapport från utredningsprojektet Levande Vedaån: Natura2000-område med unik potential att återskapa ett vattensystem med mycket höga biologiska värden från källa till Östersjön. Rapport till Länsstyrelsen i Södermanlands län 2021-01-31.
- Jang, M-H. & M.C. Lucas, 2005. Reproductive ecology of the river lamprey. *J. Fish Biology* 66:499-512.
- Jankowski, T., m fl, 2006. Consequences of the 2003 European heat wave for lake temperature profiles, thermal stability, and hypolimnetic oxygen depletion: Implications for a warmer world. *Limnol. Oceanogr.* 51:815–819.
- Jansson R., Nilsson C., Dynesius, M. & E. Andersson, 2000. Effects of river regulation on riparian vegetation: a comparison of eight boreal rivers. *Ecological Applications* 10:203-224.
- Jansson, R., Nilsson, C. & B. Renöfält, 2000. Fragmentation of riparian floras in rivers with multiple dams. *Ecology* 81(4):899-903.
- Jansson, R., Laudon, H., Johansson, E. & C. Augspurger, 2007. The importance of groundwater discharge for plant species number in riparian zones. *Ecology*, 88(1):131–139.
- Jansson, R., Degerman, E., Widén, Å & B. Malm Renöfält, 2017. Evidensbaserade åtgärder för att restaurera ekologiska funktioner i reglerade vattendrag – vad finns i verktygslådan? Energiforsk rapport 2017:430, 45 s.
- Januschke, K., Jähnig, S.C., Lorenz, A.W. & D. Hering, 2014. Mountain river restoration measures and their success(ion): effects on river morphology, local species pool, and functional composition of three organism groups. *Ecological indicators* 38:243-255.
- Jeppesen, E., Mehner, T., Winfield, I.J., Kangur, K., Sarvala, J., Gerdeaux, D., Rask, M., Malmquist, H.J., Holmgren, K., Volta, P., m fl, 2012. Impacts of climate warming on the long-term dynamics of key fish species in 24 European lakes. *Hydrobiologia* 694:1–39.

- Jeppesen, E., m fl, 2017. Lake Restoration and Management in a Climate Change Perspective: An Introduction. *Water* 9(2).
- Johansson, L.C. & G.V. Lauder, 2004. Hydrodynamics of surface swimming in leopard frogs (*Rana pipiens*). *J. Exp. Biology* 207:3945–3958.
- Johansson, M.E. & C. Nilsson, 2002. Responses of riparian plants to flooding in free-flowing and regulated boreal rivers: an experimental study. *J. Applied Ecology* 39:971–986.
- Johlander, A., 1997. Fiskvägar. Ur: Fiskevård i rinnande vatten. Red. T. Järvi, Fiskeriverket, 201 s.
- Johnson, R.K. & K. Almlöf, 2016. Adapting boreal streams to climate change: effects of riparian vegetation on water temperature and biological assemblages. *Freshwater Science* 35(3):984–997.
- Jones, J. & G. Grant, 1996. Peak flow responses to clear-cutting and roads in small and large basins, western Cascades, Oregon. *Water Resour. Res.* 32(4):959–974.
- Jones N.E., 2011. Spatial patterns of benthic invertebrates in regulated and natural rivers. *River Research and Applications*. DOI: 10.1002/rra.1601
- Jonsson, T. & M. Setzer, 2015. A freshwater predator hit twice by the effects of warming across trophic levels. *Nat. Comm.* 6:5992.
- Jordbruksverket, 2018. Täckdikning – för bättre skörd och miljö. Jordbruksinformation 2018–2, 28 s.
- Judes, C., Gouraud, V, Capra, H, Maire, A., Barillier, A. & N. Lamouroux, 2020. Consistent but secondary influence of hydropeaking on stream fish assemblages in space and time, *Journal of Ecohydraulics*, DOI: 10.1080/24705357.2020.1790047
- Jungwirth, M., Moog, O. & S. Muhar, 1993. Effects of river bed restructuring on fish and benthos of a fifth order stream, Melk, Austria. *Regulated Rivers: Research and Management* 8:195–204.
- Justice, C., White, S.M., McCullough, D.A., Graves, D.S. & M. Blanchard, 2017. Can stream and riparian restoration offset climate change impacts to salmon populations? *J. of Environmental Management* 188:212–227.
- Jähnig, S.C., Brunxel, S., Gacek, S., Lorenz, A.W. & D. Hering, 2009. Effects of re-braiding measures on hydromorphology, floodplain vegetation, ground beetles and benthic invertebrates in mountain rivers. *Journal of applied ecology* 46:406–416.
- Kail, J. & D. Hering, 2005. Using large wood to restore streams in Central Europe: potential use and likely effects. *Landscape Ecology* 20:755–772.
- Kamula, R., 2001. Flow over weirs with application to fish passage facilities. Dep. Of Process and Environmental Engineering, University of Oulu, Finland. Academic

Dissertation to be presented with the assent of the Faculty of Technology, University of Oulu.

Karlsson, J.-Å., 1987. Vägtrummor: betong, plåt eller plast? Vägverket, Bda-rapport 86208–26.

Karlsson, K., 2006. Utvärdering av dagvattendammarna i Örebro kommun med förslag till skötselrutiner. Examensarbete vid Industriell ekologi, KTH, TRITA-KET-IM 2006:14, 110 s.

Katapodis, C., 1977. Design of culverts for fish passage. Third national hydrotechnical conference. Proceedings, 30-31 May 1977. Can. Soc. for Civil Engineers, 2:949-971.

Katapodis, C., 1992. Introduction to fishway design. Working document. Freshw. Inst. Dept. Fisheries and Oceans, 501 University Crescent Winnipeg, Manitoba, Canada. R3T 2N6.

Keeley, E.R. & P. A. Slaney, 1996. Quantitative measures of rearing and spawning habitat characteristics for stream-dwelling salmonids: Guidelines for habitat restoration. Watershed restoration project report no 4, Ministry of the Environment, British Columbia, Canada, 29 s.

Kelly, F. & J.J. Bracken, 1998. Fisheries enhancement of the Rye Water, a lowland river in Ireland. *Aquat. Conserv.* 8:131–143.

Kemp, P.S., Vowles, A.S. m fl, 2017. Challenging convention: the winter ecology of brown trout (*Salmo trutta*) in a productive and stable environment. *Freshwater biology* 62:146–160.

Kiernan, J.D., Moyle, P.B. & P.K. Crain, 2012. Restoring native fish assemblages to a regulated California stream using the natural flow regime concept. *Ecological Applications*, 22(5):1472–1482.

King, J.M. & M.D. Louw, 1998. Instream flow assessment for regulated rivers in South Africa using the building block methodology. *Aquatic Ecosystems Health and Management* 1:109–124.

Kinnerbäck, A., 2013. Jämförvärden från provfisken. Ett komplement till EQR8. Aqua reports 2013:18. Sveriges lantbruksuniversitet, Drottningholm. 145 s.

Klein, R., 1979. Urbanization and stream quality impairment. *Am. Water Resour. Assoc. Water Res. Bull.* 15(4):12–17.

Kling, J., 2015. Miljöåtgärder i vattenkraftverk. Sammanställning av åtgärder för att nå god ekologisk status och god ekologisk potential. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2015:26, 47 s.

Knaepkens, G., Bruyndoncx, L., Coeck, J. & M. Eens, 2004. Spawning habitat enhancement in the European bullhead (*Cottus gobio*), an endangered freshwater fish in degraded lowland rivers. *Biodiversity and Conservation* 13:2443-2452.

- Kolka, R K., Palik, B.J., Tersteeg, D.P. & J.C. Bell, 2011. Effects of riparian buffers on hydrology of northern seasonal ponds. *Advances in forest hydrology* Vol. 54(5):2111-2116.
- Kondolf, G.M., 1995. Five Elements for Effective Evaluation of Stream Restoration. *Restoration Ecology*, 3(2):133-136.
- Kondolf, G.M., 2006. River restoration and meanders. *Ecology and Society* 11(2):42.
- Kondolf, G.M. & M.G. Wohlman, 1993. The sizes of salmonid spawning gravels. *Water Resource Research* 29:2975-2285.
- Koskinen, M., Tahvanainen, T., Sarkkola, S., Menbery, M., Laurén, A., Sallantausta, T., Ronkanen, A-K., Tolvanen, A., Koivusalo, H. & M. Nieminen, 2017. Restoration of nutrient-rich forestry-drained peatlands poses a risk for high exports of dissolved organic carbon, nitrogen, and phosphorus. *Sci. Total Environ.* 586:858–869.
- Kraft, M.E., 1972. Effects of controlled flow reduction on a trout stream. *J. Fish. Res. Bd Canada* 29:1405–1411.
- Kristensen, P.B., Kristensen, E.A., Riis, T., Alnøe, A.B., Larsen, S., Verdonchot, P. & A. Baattrup-Pedersen, 2015. Riparian forest as a management tool for moderating future thermal conditions of lowland temperate streams. *Inland Waters* 5:27–38.
- Kritzbeg, E.S., 2017. Centennial-long trends of lake browning show major effect of afforestation. *Limnology and Oceanography Letters* 2:105-112.
- Krögerström, L., 2017. Praktisk fiskevård i fiskevårdsområdet – idéer för inspiration. *Fiskevattenägarna*, 48 s.
- Kuglerova, L., Ågren, A, Jansson, R. & H. Laudon, 2014. Towards optimizing riparian buffer zones: Ecological and biogeochemical implications for forest management. *For. Ecol. Manage.* 334:74–84.
- Kuglerova, L., Botková, K. & R. Jansson, 2016. Responses of riparian plants to habitat changes following restoration of channelized streams. *Ecohydrology* 2016:1–13. DOI 10.1002/eco.1798.
- Kullander, S.O., 1998. Åtgärdsprogram för bevarande av sandkrypare. *Fiskeriverket & Naturvårdsverket*, 15 s.
- Lake, P.S., 2000. Disturbance, patchiness, and diversity in streams. *J. N. Amer. Benthol. Soc.* 19: 573 – 592.
- Lapinska, M., Frankiewicz, P., Dabrowski, K. & M. Zalewski, 2001. The influence of the littoral zone type and presence of YOY pike (*Esox lucius* L.) on growth and behaviour of YOY pikeperch (*Stizostedion lucioperca* (L.) – consequences for water quality in lowland reservoirs. *Ecohydrology and Hydrobiology* 3:355-372.
- Lappea, U., 1951. Issörpning i Stora Luleälven. *Svensk Fiskeritidskrift*, nr 5:80–81.

- Larinier, M., 1990. Experience in fish passage in France: Fishpass design criteria and down-stream migration problems. In: Proceedings of the International Symposium on Fishways 1190, Gifu Japan; sid:65-74.
- Lave, R., 2018. Stream mitigation banking. WIREs Water 2018; e1279.
- Lehtinen, R.M. & S.M. Galatowitsch, 2001. Colonization of restored wetlands by amphibians in Minnesota. American midland naturalist 145:388–396.
- Lejon, A.G., Malm Renöfält, B. & C. Nilsson, 2009. Conflicts associated with dam removal in Sweden. Ecology and Society 14(2):4
- Leonardsson, K. & L. Persson, 2021. Handbok för fiskpassager. Under publicering, SLU.
- Lepori, F., Palm, D., Brännäs E. & B. Malmqvist, 2005a. Does restoration of structural heterogeneity in streams enhance fish and macroinvertebrate diversity? Ecol. Appl. 15:2060-2071.
- Lepori, F., Palm D. & B. Malmqvist, 2005b. Effects of stream restoration on ecosystem functioning: detritus retentiveness and decomposition, J. Appl. Ecol. 42:228-238.
- Lepori, F., Gaul, D., Palm D. & B. Malmqvist, B. 2006. Food-web responses to restoration of channel heterogeneity in boreal streams, Can. J. Fish. Aquat. Sci., 63:2478-2486.
- Lepori, F. & N. Hjerdt, 2006. Disturbance and aquatic biodiversity: reconciling contrasting views. Bioscience 56(10):809–818.
- Lester, R.E. & A.J. Boulton, 2008. Rehabilitating agricultural streams in Australia with wood: A review. Environ. Manage. 42:310–326.
- Lindström-Jönsson, E., Christoffersson, P., Hallgren. P. & K. Ärlebrandt, 2013. Miljöanpassade vattenpassager på skogsbilvägar – en handledning (för projektering och byggnation). Skogsstyrelsen, 48 s.
- Ljunggren, N., 2007. Inventering av flodnejonöga i gotländska vattendrag 2006. Länsstyrelsen i Gotlands län, Rapport nr 8.
- Ljunggren, L. & O. Engstedt, 2019. Fiskevård för gädda. Sportfiskarna, 22 s.
- Loomis, J., 2002. Quantifying recreation use values from removing dams and restoring free-flowing rivers: A contingent behaviour travel cost demand model for the Lower Snake River. Water Resources Research, 38(6).
- Louhi, P., Mäki-Petäys, A. & J. Erkinaro, 2008. Spawning habitat of Atlantic salmon and brown trout: General criteria and intragravel factors. River research and applications 24:330-339.

- Louhi, P., Mykrä, H., Paavola, R., Huusko, A., Vehanen, T., Mäki-Petäys, A. & T. Muotka, 2011. Twenty years of stream restoration in Finland: little response by benthic macroinvertebrate communities. *Ecological Applications* 21:1950–1961.
- Lundberg, S. & I. Brunell, 1999. Grönlingen i Sjösabäckarna. Länsstyrelsen i Södermanlands län Rapport 1999:3, 31 s.
- Lundberg, S. & Österling, M. (red.), 2016. Målarmusslans återkomst– till nytta för människa, djur och natur. Handbok, UC4LIFE, Länsstyrelsen i Skåne län, 100 s.
- Lusk, S., Hartvih, P., Halacka, K., Luskova, V. & M. Holub, 2004. Impact of extreme floods on fishes in rivers and their floodplains. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 4(2):173–181.
- Länsstyrelsen i Skåne. 2013. Projekt om tillsyn av dikningsföretag i Skåne. Information 2013-03-16.
- Löfroth, M., 1991. Våtmarkerna och deras betydelse. Naturvårdsverket Rapport 3824, 93 s.
- MacDonald, M.A., 2006. The indirect effects of increased nutrient inputs on birds in the UK: a review. RSPB Research Report 21.
- Maclin, E. & M. Sicchio, 1999. Dam removal success stories. Restoring rivers through selective removal of dams that don't make sense. *American Rivers, Friends of the earth & Trout unlimited*, 146 s.
- Madej, M.A., 2001. Erosion and sediment delivery following removal of forest roads. *Earth Surface Processes landforms* 26(2):175-190.
- Maitland, P.S., 1980. Review of the ecology of lampreys in northern Europe. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37:1944-1952.
- Malmqvist, B., 1980. The spawning migration of the brook lamprey, *Lampetra planeri* Bloch, in a south Swedish stream. *J. Fish Biol.* 16:105–114.
- Malm Renöfält, B., Nilsson, C. & R. Jansson, 2005. Spatial and temporal patterns of species richness in a riparian landscape. *J. Biogeogr.* 32:2025–2037.
- Malm Renöfält, B., Hjerdt, N. & C. Nilsson, 2006. Restaurering av vattendrag i ett landskapsperspektiv. En syntes från ”Second International Symposium on Riverine Landscapes”, 2004. Naturvårdsverket rapport 5565, 78 s.
- Malm Renöfält, B., Jansson, R. & J. Ahonen, 2015. Ekologisk återställning i helt eller delvis torrlagda fåror i anslutning till vattenkraftverk. Havs- och vattenmyndigheten Rapport 2015:22.
- Malm Renöfält, B., Widén, Å., Jansson, R. & E. Degerman, 2017. Identifiering av påverkan, åtgärdsbehov och åtgärdspotential i vattendrag påverkade av vattenkraft. *Energiforsk Rapport* 2017:429, 91 s.

- Markusson, K., 1998. Omgivande skog och skogsbrukets betydelse för fiskfaunan i små skogsbäckar. Skogsstyrelsen rapport 8, 35 s.
- Marvel, K., Cook, B.I., Bonfils, C.J.W., Durack, P.J., Smerdon, J.E. & A.P. Williams, 2019. Twentieth-century hydroclimate changes consistent with human influence. *Nature* 569, 7754:59-65.
- Marzin, A., Archaimbault, V., Belliard, J., Chauvin, C., Delmas, F. & D. Pont, 2012. Ecological assessment of running waters: Do macrophytes, macroinvertebrates, diatoms and fish show similar responses to human pressures? *Ecological indicators* 23:56-65.
- Mattson, E., m fl, 2018. Avvattning av jordbruksmark i ett förändrat klimat. Jordbruksverket rapport 2018:19, 55 s.
- Mayer, P.M., Reynolds, S.K., McCutchen, M.D. & T.J. Canfield, 2007. Meta-Analysis of nitrogen removal in riparian buffers. *J. Environ. Qual.* 36:1172–1180.
- McNeil, W.J. & W.H. Ahnell, 1964. Success of pink salmon spawning relative to size of spawning bed materials. US Fish and Wildlife Service, Special Scientific Report no 469, 15 s.
- Mejlde, M., Hellsten S. & F. Ecke, 2013. A water level drawdown index for aquatic macrophytes in Nordic lakes. *Hydrobiologia* 704:141-151.
- Merz, J.E., Setka, J.D., Pasternack, G.B. & J.M. Wheaton, 2004. Predicting benefits of spawning-habitat rehabilitation to salmonid (*Oncorhynchus* spp.) fry production in a regulated California river. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 61:1433-1446.
- Milbrink, G., Vrede, T., Tranvik, L.J. & E. Rydin, 2011. Large-scale and long-term decrease in fish growth following the construction of hydroelectric reservoirs. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 68:2167-2173.
- Millidane, K.J., Malcolm, I.A., m fl, 2012. The influence of canalization on juvenile salmonid habitat. *Ecological indicators* 23:262-273.
- Moir, H.J., Soulsby, C. & A. Youngson, 1998. Hydraulic and sedimentary characteristics of habitat utilized by Atlantic salmon for spawning in Girnock Burn, Scotland. *Fish. Mgmt and Ecol.* 5(3):241–254.
- Montén, E., 1985. Fisk och turbiner. Vattenfall, 116 s.
- Morandi, B., Piégay, H., m fl, 2014. How is success of failure in river restoration projects evaluated? Feedback from French restoration projects. *J. of Environmental management* 137:178-188.
- Morita, K. & A. Yokota, 2002. Population viability of stream-resident salmonids after habitat fragmentation: a case study with white-spotted charr (*Salvelinus leucomaenis*) by an individual model. *Ecological modelling* 155:85-94.

Moyle, P.B., 1976. Some effects of channelization on the fishes and invertebrates of Rush Creek, Modoc County, California. Calif Fish Game 62:179–186.

Muotka, T. & J. Syrjänen, 2007. Changes in habitat structure, benthic invertebrate diversity, trout populations and eco-system processes in restored forest streams: a boreal perspective. Freshwater Biology 52:724–737.

Murphy, M.L. & K.V. Koski, 1989. Input and depletion of woody debris in Alaska streams and implications for streamside management. N. Am. J. Fish. Manage. 9:427–436.

Mäki-Petäys, A., Muotka, T., Huusko, A., Tikkanen, P., Kreivi, P., 1997. Seasonal changes in habitat use and preference by juvenile brown trout, *Salmo trutta*, in a northern boreal river. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54, 520–530.

Nathanson, J.-E., Gustafson, R. & L. Ohlsson, 1987. Malens biotopval i Sverige. Inf. från Sötvattenslaboratoriet, nr 8, 49 s.

Naturvårdsverket, 2003. Bevarande av värdefulla naturmiljöer i och i anslutning till sjöar och vattendrag. Rapport 5330, 64 s.

Naturvårdsverket, 2016. Ekologisk kompensation – en vägledning om kompensation vid förlust av naturvärden. Handbok 2016:1, 112 s.

Neeson, T.M., Ferris, M.C., m fl, 2015. Enhancing ecosystem restoration efficiency through spatial and temporal coordination. PNAS 112(19):6236–6241.

Nelson, R.L., Platts, W.S., Larsen, D.P. & S.E. Jensen, 1992. Trout distribution and habitat in relation to geology and geomorphology in the North Fork Humboldt River drainage, northeastern Nevada. Trans. Am. Fish. Soc. 121:405-426.

Nielsen, J., 1995. Fiskenes krav till vandløbenes fysiske forhold. Miljøprojekt nr 293, Miljøstyrelsen, Danmark, 129 s.

Nieminen, M., Ahti, E., Koivusalo, H., Mattsson, T., Sarkkola, S. & A. Lauren, 2010. Export of suspended solids and dissolved elements from peatland areas after ditch network maintenance in South-Central Finland. Silva Fenn. 44(1):39–49.

Nieminen, M., Kaila, A., Sarkkola, S., Fritze, H., Nousiainen, H. & H. Ilvesniemi, 2014. Natural and restored wetland buffers in reducing sediment and nutrient export from forested catchments: Finnish experiences. Kapitel 5. Ur: J. Vymazal (red.), The Role of Natural and Constructed Wetlands in Nutrient Cycling and Retention on the Landscape, sid:57-72.

Nieminen, M., Piirainen, S., Sikström, U., Löfgren, S., Marttila, H., Sarkkola, S., m fl, 2018. Ditch network maintenance in peat-dominated boreal forests: review and analysis of water quality management options. Ambio 47(5):535–545.

Nieminen, M., Sarkkola, S., Haahti, K., Sallantausta, T., Koskinen, M. & P. Ojanen, 2020. Forestry on drained peatlands as a source of surface water nitrogen and phosphorus in Finland. Finnish Peatland Society. Suo 71(1):1–13

- Nihlén, C., 2003. Skyddszoner utmed vattendrag på kommunägd mark. PM Stadsbyggnadskontoret, Helsingborgs kommun, 15 s.
- Nilsson, C. (red.), 2007. Återställning av älvar som använts för flottning. Naturvårdsverket Rapport 5649, 85 s.
- Nilsson, C., Ekblad, A., Dynesius, M., Backe, S., Gardfjell, M., Carlberg, J., Hellqvist, S. & R. Jansson, 1994. A comparison of species richness and traits of riparian plants between a main river channel and its tributaries. *J. Ecol.* 82(2):281-295.
- Nilsson, C. & M. Svedmark, 2002. Basic principles and ecological consequences of changing water regimes: riparian plant communities. *Environmental Management* 30(4):468–480.
- Nilsson, C., Polvi, L.E., Gardeström, J., Hasselquist, E.M., Lind, L. & J.M. Sarneel, 2015. Riparian and in-stream restoration of boreal streams and rivers: success or failure? *Ecohydrology* 8:753–764.
- Nilsson, N., 2019. Alternativa åtgärder för att nå god ekologisk potential i naturfåror vid vattenkraftverk i kraftigt modifierade vatten. Jönköpings fiskeribiologi, 24 s.
- Nolbrant, P., Kling, J. & L. Henrikson, 2019. Vattendrag och svämplan – helhetssyn på hydromorfologi och biologi. WWF Information, Projekt Levande skogsvatten, 24 s.
- Noonan, M.J., Grant, J.W.A, m fl, 2012. A quantitative assessment of fish passage efficiency. *Fish and Fisheries* 13(4):450–464.
- Norberg, M. & J. Ahlström, 2007. Plan för biologisk återställning i kalkade vatten i Västerbottens län – 2007–2010. PM Länsstyrelsen i Västerbotten, 35 s.
- Nordwall, F. & M. Carlstein, 2001. Bevarandeplan för kustharren i Sverige – förekomst, ekologi, hotbild och åtgärder. PM FAST-Fiskresursgruppen, 14 s.
- Norieka, N., 2016. On the deterioration and restoration of mire invertebrate communities. Doktorsavhandling, Faculty of Biological and Environmental Sciences University of Helsinki 2016, 57 s.
- Northcote, T.G., 1995. Comparative biology and management of Arctic and European grayling (*Salmonidae*, *Thymallus*). *Reviews in fish biology and fisheries*, 5:141-194.
- Nyberg, P., Bergstrand, E., Degerman, E. & O. Enderlein, 2001. Recruitment of pelagic fish in an unstable climate; studies in Sweden's four largest lakes. *Ambio* 30(8):559–564.
- Nykänen, M. & A. Huusko, 2002. Suitability criteria for spawning habitat of riverine European grayling. *J. Fish Biol.* 60(5):1351–1354.

- Näslund, I., 1992. Öring i rinnande vatten – En litteraturöversikt av habitatkrav, täthetsbegränsande faktorer och utsättningar. Inf. från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm 3:43-82.
- Näslund, I. (red.), 1999. Fiske, skogsbruk och vattendrag – nyttjande i ett uthålligt perspektiv. Ammeråprojektet. Fiskeriverket, 320 s.
- Näslund, I., Degerman, E., Calles, O & H. Wickström, 2013. Fiskvandring – arter, drivkrafter och omfattning i tid och rum. Underlag till vägledning om lämpliga försiktighetsmått och bästa möjliga teknik för vattenkraft. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2013:11, 41 s.
- Näslund, I., Kling, J. & J. Bergengren, 2013. Vattenkraftens påverkan på akvatiska ekosystem – en litteratursammanställning. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2013:10, 77 s.
- Olson, A.D. & J.R. West, 1989. Evaluation of instream fish habitat restoration structures in Klamath River tributaries 1988/89. United States Dept. of Agriculture, Forest Service, Pacific southwest region, 36 s.
- Olsson, T.I., 1995. Skuggade vatten har rikare fauna. Skog & Forskning 4:24-31.
- Olsson, I.C., Eklöv, A. & E. Degerman, 2009. Effekter av våtmarker och kraftverk på havsöringsmolt (*Salmo trutta* L.) och ål (*Anguilla anguilla* L.). Rapport Länsstyrelsen i Skåne län, nr 36, 61 s.
- Olsson, J., Yang, W. & T. Bosshard, 2013. Nederbörd från klimatmodeller i hydrologiska effektstudier: begränsningar och möjligheter. Vatten 69:221-230.
- Ormerod, S.J., Dobson, M., Hildrew, A.G. & C.R. Townsend, 2010. Multiple stressors in freshwater ecosystems. Freshwater Biology 55:1–4.
- Orr, C.H., 2002. Patterns of removal and ecological response: a study of small dams in Wisconsin. Licentiatavhandling, Univ. of Wisconsin, Madison (Citerad genom Doyle m fl 2005).
- Orr, C.H. & E.H. Stanley, 2006. Vegetation development and restoration potential of drained reservoirs following dam removal in Wisconsin. River research and applications 22:281-295.
- Oscóz, J., Leunda, P.M., Miranda, R., Garcia-Fresca, C., Campos, F. & M. Carmen Escala, 2018. River channelization effects on fish population structure in the Larraun river (Northern Spain). Hydrobiologia 543: 191–198.
- Ottaway, E.M., Carling, P.A., Clarke, A. & N.A. Reader, 1981. Observations on the structure of brown trout, *Salmo trutta* Linnaeus, redds. J. Fish Biol. 19:593-607.
- Palm, D., Nilsson, K. & S. Stridsman, 2006. Utvärdering av fiskevårdsåtgärder i Hartijoki, Kalixälvens vattensystem, 1992–2003. SLU, Vattenbruksinstitutionen, rapport 56, 22 sid.

- Palm, D. & J. Östergren, 2006. Inblandning av kalkgrus i lekbottnar för öring (*Salmo trutta*) – metoder, effekter och utvärdering. En litteratursammanställning av nuvarande kunskap och förslag på försöksdesign och metoder för utvärdering. SLU, Vattenbruksinstitutionen rapport 51, 34 s.
- Palm, D., Lepori, F. & E. Brännäs, 2007a. In-stream restoration reduces post-emergence displacement of brown trout *Salmo trutta* L., fry. J. Fish. Biol.
- Palm, D., Brännäs, E., Lepori, F., Nilsson, K. & S. Stridsman, 2007b. The influence of spawning habitat restoration on juvenile brown trout (*Salmo trutta*) density. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 64:509-515.
- Palmer M.A., Bernhardt E.S., Allan J.D., Lake P.S., Alexander G., Brooks S., Carr J., Clayton S., Dahm C.N., Shah J.F., Galat D.L., Loss S.G., Goodwin P., Hart D.D., Hassett B., Jenkinson R., Kondolf G.M., Lave R., Meyer J.L., O'Donnell T.K., Pagano L. & E. Sudduth, 2005. Standards for ecologically successful river restoration. Journal of Applied Ecology, 42:208-217.
- Palmer, M.A., m fl, 2008. Climate change and the world's river basins: anticipating management options. Frontiers in Ecology and the Environment 6:81-89.
- Palmer, M.A., Menninger, H. & E.S. Bernhardt, 2010. River restoration, habitat heterogeneity and biodiversity: A failure of theory or practice? Freshwat. Biol. 55(Suppl. 1):205-222.
- Palmer, M.A., Hondula, K.L. & B.J. Koch, 2014. Ecological restoration of streams and rivers: Shifting strategies and shifting goals. Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst. 45:247–69.
- Palone, R.S. & A.R. Todd, 1997. Chesapeake Bay riparian handbook: a guide for establishing and maintaining riparian forest buffers. USDA Forest Service. NA-TP-02-97, 395 s.
- Pander, J. & J. Geist, 2016. Can fish habitat restoration for rheophilic species in highly modified rivers be sustainable in the long run? Ecological engineering 88:28–38.
- Parrot, J. & N. MacKenzie, 2000. Restoring and managing riparian woodlands. Scottish Native woods, 36 s.
- Paulsen, C.M. & T.R. Fisher, 2001. Statistical relationship between parr-to-smolt-survival of Snake River Spring-Summer Chinook salmon and indices of land use. Trans. Am. Fish. Soc. 130(3):347-358.
- Pavlov, D.S., 1989. Structures assisting the migration of non-salmonid fish. FAO Tech, Paper 308, 97 s.
- Pedersen, M., Friberg, N., Skriver, J., Baattruppedersen, A. & S. Larsen, 2007. Restoration of Skjern River and its valley - Short-term effects on river habitats, macrophytes and macroinvertebrates. Ecological Engineering 30:145-156.

Peralta, J., Zaldua, A. & A. Berastegi, 2018. Evaluation of the restoration of the Jauregiaroztegi wetland (Auritz/Burgete, Navarra): changes in the vegetation in the period 2011-2015. Ur: Inventory, values and restoration of peatland and mires: recent contributions. Editorer: Jose Maria Fernandez-Garcia and Francisco Javier Perez. Hazi Foundation (hazi.eus). Sidorna 69–82.

Persson, G. & M. Rummukainen, 2010. Klimatförändringarnas effekter på svenskt miljömålsarbete. Klimatologi nr 2/2010, SMHI.

Persson K.M., 2011. Om drivkrafter bakom några sjösänkningar i Sverige – Exempel från Näsbyholmssjön (Skåne) och Hjälmaren (Närke-Södermanland-Västmanland). VATTEN 67:101–111. Lund 2011.

Peterson, H.H., 1968. The grayling, *Thymallus thymallus* (L.), of the Sundsvall bay area. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm, 48:36–56.

Petersson, P., 2018. Att återskapa en våtmark på tre timmar genom att proppa diken. Ur: Restaurering och andra åtgärder för bättre vatten. Kungliga skogs- och jordbruksakademien, Landskapsforum 15–16 oktober 2018, sid 24–25.

Pettersson, O. & Å. Westin, 2010. Kulturvärden vid vattendrag i Örebro län. Timsälven och Trösälven. Rapport 2010:38. Länsstyrelsen i Örebro län.

Pizzuto, J., 2002. Effects of dam removal on river form and process. BioScience 52(8):683-691.

Poff, N.L., Allen, J.D., Bain, M.B., Karr, J.R., Prestegard, K.L., Richter, B.D., Sparks, R.E. & J.C. Stromberg, 1997. The natural flow regime: A paradigm for river conservation and restoration. BioScience 47: 769-784.

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

Poulos, H.M. & B. Chernoff, 2017. Effects of dam removal on fish community interactions and stability in the Eightmile River System, Connecticut, USA. Environmental Management 59:249-263.

Powers, P.D., Bates, K., Burns, T., Gowen, B. & R. Whitney, 1997. Culvert hydraulics related to upstream juvenile salmon passage. Washington Dept. of Fish and Wildlife, Olympia, Washington, 25 s. (Finns i flera versioner).

Prato, E.P., Comoglio, C. & O. Calles, 2011. A simple management tool for planning the restoration of river longitudinal connectivity at watershed level: priority indices for fish passes. J. Appl. Ichthyol. 27(Suppl. 3):73–79.

Priha, M., 2003. Sjö- och åstrandängar samt översvänningsängar. SYKE (Finlands miljöcentral). Skötselkort för vårdbiotoper. 4 s.

Quennerstedt, N., 1958. Vattenvegetation och sjöregleringar. Svensk Fiskeritidskrift 11:149–154.

- Quinn, T.P. & N.P. Peterson, 1996. The influence of habitat complexity and fish size on over-winter survival and growth of individually marked juvenile coho salmon in Big Beef Creek, Washington. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53:1555-1564.
- Raddum, G.G., Arnekleiv, J.V., Halvorsen, G.A., Saltveit, S.J. & A. Fjellheim, 2006. Bunndyr. Sid. 65–79. Ur: Ökologiske forhold i vassdrag – konsekvenser av vannføringsendringer. En sammenstilling av dagens kunnskap. Red. S.J. Saltveit. Norges vassdrags og energidirektorat, 152 s.
- Ralph, S.C., m fl, 1994. Stream channel morphology and woody debris in logged and unlogged basins of western Washington. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51:37-51.
- Ramstack, J.M., Fritz, S.C. & D.R. Engstrom, 2004. Twentieth century water quality trends in Minnesota lakes compared with pre-settlement variability. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 61:561-576.
- Ray, C. & S. K. Collinge, 2014. Quantifying the Dominance of Local Control and the Sources of Regional Control in the Assembly of a Metacommunity. *Ecology* 95(8):2096–2108.
- Renöfält, B., 2004. Vegetation patterns and processes in riparian landscapes. Doktorsavhandling, Umeå Universitet.
- Renöfält, B. & C. Nilsson, 2005. Miljöanpassade flöden. Sammanställning av forskning och utveckling med avseende på flödesregimer. PM Landskapsekologigruppen, Umeå universitet, 20 s.
- Renöfält, B.M., Merritt, D.M. & C. Nilsson, 2007. Connecting variation in vegetation and stream flow: the role of geomorphic context in vegetation response to large floods along boreal rivers. *Journal of Applied Ecology* 44:147–157.
- Renöfält, B. & J. Ahonen, 2013. Ekologiska flöden och ekologiskt anpassad vattenreglering. Underlag till vägledning om lämpliga försiktighetsmått och bästa möjliga teknik för vattenkraft. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2013:12, 63 s.
- Rhoads, B.L., Schwartz, J.S. & S. Porter, 2003. Stream geomorphology, bank vegetation, and three-dimensional habitat hydraulics for fish in midwestern agricultural streams. *Water Resour. Res.* 39: Art. no. 1218.
- Richardson, C.J., Flanagan, N.E., Ho, M. & J.W. Pahl, 2011. Integrated stream and wetland restoration: A watershed approach to improved water quality on the landscape. *Ecological engineering* 37:25-39.
- Richmond, A.D. & K.D. Fausch, 1995. Characteristics and function of large woody debris in subalpine Rocky Mountain streams in northern Colorado. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52:1789-1802.
- Richter, B.D., Baumgartner, J.V., Wingington, R. & D.P. Braun, 1997. How much water does a river need? *Freshwater Biology* 37:231-249.

Riley, W.D., Ives, M.J., Pawson, M.G. & L. Maxwell, 2006. Seasonal variation in habitat use by salmon, *Salmo salar*, trout, *Salmo trutta* and grayling, *Thymallus thymallus*, in a chalk stream. Fisheries management and ecology 13:221-236.

Rinne, J., m. fl., 2020. Effect of the 2018 European drought on methane and carbon dioxide exchange of northern mire ecosystems. Phil. Trans. R. Soc. B 375: 20190517. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2019.0517>

Ripl, W. & K-D. Wolter, 2005. The assault on the quality and value of lakes. Sid:25-61. Ur: The Lakes handbook. Lake restoration and rehabilitation. Eds: P.E. O'Sullivan & C.S. Reynolds. Blackwell Publishing, 560 s.

Ripl, W. & M. Eiseltová, 2010. Criteria for the sustainable restoration of the landscape. Sidorna: 1-24. Ur: Eiseltová, M. (red.): Restoration of lakes, streams, floodplains and bogs in Europe. Principles and case studies. Conservation and management 3, Springer verlag.

Roberts, S.J., Gottgens, J.F., Spongberg, A.L., Evans, J.E. & N.S. Levine, 2007. Assessing potential removal of low-head dams in urban settings: An example from the Ottawa River, NW Ohio. Environmental Assessment 39(1):113-124.

Robison, E.G., Mirati, A. & M. Allen, 1999. Oregon road/stream crossing restoration guide: Spring 1999. National Oceanic & Atmospheric Administration, Dept. of Commerce, 88 s.

Robson, A., Cowx, I.G & J.P. Harvey, 2011. Impact of run-of-river hydro-schemes upon fish populations. Phase 1 Literature review. Sniffer (Scotland & Northern Ireland Forum for Environmental Research, 71 s.

Roni, P. & T.P. Quinn, 2001. Density and size of juvenile salmonids in response to placement of large woody debris in western Oregon and Washington streams. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 58:282-292.

Roni, P., Beechie, T.J., Bilby, R.E., Leonetti, F.E., Pollock, M.M. & G.R. Pess, 2002. A review of stream restoration techniques and a hierarchical strategy for prioritizing restoration in Pacific Northwest watersheds. N. Am. J. Fish. Mgmt 22:1-20.

Roni, P., Hanson, K., Beechie, T., Pess, G., Pollock, M. & D.M. Bartlett, 2005. Habitat rehabilitation for inland fisheries. Global review of effectiveness and guidance for rehabilitation of freshwater ecosystems. FAO Fisheries Technical Paper 484, 116 s.

Roni, P., Hanson, K. & T. Beechie, 2008. Global review of the physical and biological effectiveness of stream habitat rehabilitation techniques. North Am. J. Fish. Manage. 28:856-890.

Roni, P., m fl, 2015. Wood placement in river restoration: fact, fiction, and future direction. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 72(3):466–478.

- Roni, P., m fl, 2018. Review of Tools for Identifying, Planning, and Implementing Habitat Restoration for Pacific Salmon and Steelhead. *North American Journal of Fisheries Management* 38(2):355-376.
- Ronkanen, A-K., Irannezhad, M., Menberu, M., Marttila, H., Penttinen, J. & B. Klöve, 2015. Effect of restoration and drainage on peatland hydrology: A study of data before and after restoration at 46 sites in Finland. Technical report, Water Resources and Environmental Engineering Research Group, University of Oulu, 22 s.
- Rosgen, D.L., 1998. *Applied Stream Geomorphology*. Pagoda Springs, CO: Widland Hydrol.
- Rosgen, D.L., 2011. Natural channel design: fundamental concepts, assumptions, and methods. In: *Stream Restoration in Dynamic Fluvial Systems: Scientific Approaches, Analyses, and Tools*, Geophys. Monogr. Ser. 194, ed. A Simon, SJ Bennett, JM Castro, sid:69–93. Washington, DC: Am. Geophys. Union
- Rubin, Z., Kondolf, G.M. & B. Rios-Touma, 2017. Evaluating stream restoration projects: what do we learn from monitoring? *Water* 9(3):174.
- Ruist, E., Nilsén Boklund, I., Mustajärvi, K. & N. Reid, 2019. Ekosystemtjänster knutna till våtmarker och svämplan i skogslandskapet. Grip on Life rapportserie 2019.02, 48 s.
- Rådén, R. & A. Henricsson, 2011. Elfiske i Örebro län 2011 – undersökning av fiskfaunan vid 24 regleringspåverkade vattendrag. Rapport Länsstyrelsen i Örebro län 2011:51, 120 s.
- Räsänen, N., Kankaala, P., Tahvanainen, T., Akkanen, J. & S. Saarnio, 2018. Changes in dissolved organic matter and microbial activity in runoff waters of boreal mires after restoration. *Aquatic Sciences* 80:20.
- Sabater, S., Bregoli, F., m fl, 2018. Effects of human-driven water stress on river ecosystems: a metaanalysis. *Scientific Reports* 8:11462.
- Sabo, M.J. & W.E. Kelso, 1991. Relationships between morphometry of excavated ponds along the Mississippi River and their use as fish nurseries. *Trans. Am. Fish. Soc.* 120(5):552–561.
- Sabo, J.L., Finlay, J.C., Kennedy, T. & D.M. Post, 2010. The role of discharge variation in scaling of drainage area and food chain length in rivers. *Science* 330: 965–967.
- Sala, O. E., m fl, 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287: 1770-1774.
- Saltveit, S.J. (red.), 2006. Ökologiske forhold i vassdrag – konsekvenser av vannføringsendringer. En sammenstilling av dagens kunskap. Norges vassdrags- og energidirektorat, 152 s.

Samuelsson, T., 2001. Förekomster av sandkrypare i Kronobergs län. Länsstyrelsen, 16 s.

Sandell, G., Pettersson, L. & I. Abrahamsson, 1994. Fiskvägar – en litteraturöversikt. Inf. från Sötvattenslaboratoriet, nr 1, 83 s.

Sandin, L. & A. G. Solimini, 2009. Freshwater ecosystem structure–function relationships: from theory to application. *Freshwater Biology* 54:2017–2024.

Sandin, L., Schmidt-Kloiber, A., Svenning, J.-C., Jeppesen, E. & N. Friberg, 2014. A trait-based approach to assess climate change sensitivity of freshwater invertebrates across Swedish ecoregions. *Current Zoology* 60(2):221–232.

Sandin, L., Degerman, E., Bergengren, J., Gren, I.-M., Carlson, P., Donadi, S., Andersson, M., Drakare, S., Göthe, E., Johnson, R.K., Kahlert, M., Segersten, L., McKie, B., Spjut, D., Tirkaso, W.T., Tamario, C., Trigal, C. & E. von Wachenfeldt, 2017. EKOLIV - Ekologiska och ekonomiska strategier för optimering av vattenkraftsrelaterade miljöåtgärder. *Energiforsk rapport* 2017:450, 153 s.

Sandin, L., Donadi, S., Holmgren, K., von Wachenfeldt, E. & D. Jones, 2020. Sötvatten – förvaltning och restaurering i ett förändrat klimat. *Naturvårdsverket*, 57 s.

Sandström, A., 2003. Restaurering och bevarande av lek- och uppväxtområden för kustfiskbestånd. *Fiskeriverket, FINFO* 2003:3, 26 s.

Sawyer, A.H. & Cardenas, M.B., 2012. Effect of experimental wood addition on hyporheic exchange and thermal dynamics in a losing meadow stream. *Water Resources Research* 48(10).

Scheffer, M. & E.H. van Nes, 2007. Shallow lakes theory revisited: various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth, and lake size. *Hydrobiologia* 584:455–466.

Schmutz, S., Kremser, H., Melcher, A., Jungwirth, M., Muhar, S., Waidbacher, H. & G. Zauner, 2013. Ecological effects of re-habilitation measures at the Austrian Danube: a meta-analysis of fish assemblages. *Hydrobiologia* 729:49–60.

Schröder, S., 2004. Aspens (*Aspius aspius*) lekplatser i Hjälmaren och Mälaren. Examensarbete i biologi, SLU Vattenbruksinstitutionen, 39 s.

Schueler, T., 1995. The importance of imperviousness. *Watershed Protection Techniques* 1(3):100–111.

Scott, R.J., Kosick, R., Clement, M., Noakes, D.L.G. & F.W.H. Beamish, 2005. Nest site selection and spawning by captive bred Atlantic salmon, *Salmo salar*, in a natural stream. *Env. Biol. of Fishes* 74:309–321.

Scruton, D.A., Clarke, K.D., Anderson, T.C., Hoddinott, A.S., van Zyll de Jong, M.C. & K.A. Huston, 1997. Evaluations of habitat improvement and restoration

initiatives for salmonids in Newfoundland, Canada. Canadian fisheries and aquatic sciences.

Scruton, D.A. & L.J. Ledrew, 1997. A retrospective assessment of the flow regulation of the West Salmon River, Newfoundland, Canada. Fisheries Management and Ecology 4(6):467–480.

Scruton, D.A., Ollerhead, L.M.N., Clarke, K.D., Pennell, C., Alfredsen, K., Harby, A. & D. Kelley, 2003. The behavioural response of juvenile Atlantic salmon and brook trout to experimental hydropeaking on a Newfoundland (Canada) river. River Res Appl. 19:577–587

Seiler, A. & L. Folkesson, 1998. Project ecoways. Rapport från pilotstudien. SLU & VTI 1998-11-17, 4 s.

SEPA (Scottish Environmental Protection Agency), 2000. Ponds, pools and lochans, 69 s.

Sers, B., Magnusson, K. & E. Degerman, 2008. Referensvärden från Svenskt Elfiskeregister. Information från Svenskt ElfiskeRegiSter, nr 1, 49 s.

Sethi, S.A., Selle, A.R., Doyle, M.W., Stanley, E.H. & H.E. Kitchel, 2004. Response of unioid mussels to dam removal in Koshkonong Creek, Wisconsin (USA). Hydrobiologia 525:157-165.

Shackle, V.J., Hughes, S. & V.T. Lewis, 1999. The influence of three methods of gravel cleaning on brown trout, *Salmo trutta*, egg survival. Hydrological Proceedings 3:477-486.

Sharma, R. & R. Hilborn, 2001. Empirical relationships between watershed characteristics and coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) smolt abundance in 14 western Washington streams. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 58:1453-1463.

Shirvell, C.S. & R.G. Dungey, 1983. Microhabitats chosen by brown trout for feeding and spawning in rivers. *Transactions of the American Fisheries Society* 112:355–367

Siergieiev, D., 2013. Impact of hydropower regulation on river water geochemistry and hyporheic exchange. Avhandling för fil.lic., Luleå Tekniska högskola, Luleå, 108 s.

Sitonen, J., 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. Ecological Bulletins 49:11-41.

Sikström, U. & H. Hökkä, 2016. Interactions between soil water conditions and forest stands in boreal forests with implications for ditch network maintenance. Silva Fenn. 50(1):1416.

Silfverblad, S. & L. Henrikson, 2019. Blå-gul-grön målklassning – ett sätt att värna vatten med höga naturvärden. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2019:18, 54 s.

Simaika, J.P., Stoll, S., Lorenz, A.W., Thomas, G., Sundermann, A. & P. Haase, 2015. Bundles of stream restoration measures and their effects on fish communities. *Limnologica* 55:1–8.

Sjölander, E., 1997. Flodnejonöga (*Lampetra fluviatilis*). PM Fisk- och Vattenvård i Norrland AB, 65 s.

Sjöqvist, B. & D. Bergdahl, 2018. Intervjustudie om åtgärder vid dammar. Länsstyrelsen i Örebro län Rapport 2018:8.

Sjöstrand, P., Lindvall, P., Nilsson, N. & J. Wallentin, 2018. Restaurering av vattendrag med dammar - med exempel på dammutrivningar. Sportfiskarna, WWF, Naturskyddsföreningen, Älvräddarna, 18 s.

Slavik, O. & L. Bartos, 2004. Brown trout migration and flow variability. *Ecohydrology & Hydrobiology* 4(2):157-163.

SMHI, 2019. smhi.se/kunskapsbanken/vad-betyder-2-c-global-temperaturokning-for-sveriges-klimat-1.92072

Smith, S.M. & K.L. Prestegard, 2005. Hydraulic performance of a morphology-based stream channel design. *Water Resources Research* 41: doi: 10.1029/2004WR003926.

Soar, P.J. & C. R. Thorne, 2001. Channel restoration design for meandering rivers. ERDC/CHL CR-01-1, Coastal and hydraulics laboratory, US Army Corps of Engineers, 454 s.

Stahre, P., 2004. En långsiktigt hållbar dagvattenhantering. Planering och exempel. *Svenskt Vatten*, 81 s.

Stalnaker, C.B., 1979. The use of habitat structure preferanda for establishing flow regimes necessary for maintenance of fish habitat. Ur: Ward & Stanford (red.). *Proceedings of the 1st international symposium on regulated streams. The ecology of regulated streams*, Plenum press, sid: 321-337, 398 s.

Stanford, J.A., Ward, J.V., m fl, 1996. A general protocol for restoration of regulated rivers. *Regulated rivers: research & management* 12:391-413.

Stange, M., m fl, 2021. The importance of genomic variation for biodiversity, ecosystems and people. *Nature Reviews Genetics*, February 2021. Doi:10.1038/s41576-020-00288-7.

Stanley, E.H. & M.W. Doyle, 2003. Trading off: the ecological effects of dam removal. *Front Ecol. Environ.* 2(1):15-22.

Steadman, R.J., Allan, C.J., France, R.L. & R.S. Kushneriuk, 2004. Land, water, and human activity on boreal watersheds. pp:59-85. Ur: *Boreal shield watersheds*, eds: J.M. Gunn, R.J. Steadman & R.A. Ryder, Lewis publishers, 501 p.

- Stevens, C.E., Diamond, A.W. & T.S Gabor, 2002. Anuran call surveys on small wetlands in Prince Edward Island, Canada, restored by dredging of sediments. *Wetlands* 22:90–99.
- Stewart, G.B., Bayliss, H.R., Showler, D.A., Sutherland, W.J. & A.S. Pullin, 2009. Effectiveness of engineered in-stream structure mitigation measures to increase salmonid abundance: A systematic review. *Ecol. Appl.* 19:931–941.
- Strakosh, T.R. m fl 2003. Development and assessment of habitat suitability criteria for adult brown trout in southern New England rivers. *Ecology of freshwater fish* 12:265-274.
- Strand, J., 2008. Fågelvåtmarker och våtmarksfåglar –anlagda våtmarker i jordbrukslandskapet, Hushållningssällskapet Halland, 55 s.
- Strayer, D.L. & D. Dudgeon, 2010. Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. *Journal of the North American Benthological Society* 29(1):344-358.
- Strayer, D.L., May, S.E., Nielsen, P., Wollheim, W. & S. Hausam, 1997. Oxygen content, organic matter, and sediment granulometry as controls on hyporheic communities. *Arch. Hydrobiology* 140:131-144.
- Strömberg, M., Göthe, L., Degerman, E., Sikström, J. & C. Thellbro, 2018. Ångermanälvsprojektet – förslag till miljöförbättrande åtgärder i Fjällsjöälven. Vilhelmina model forest, 194 s.
- Sundbaum, K. & I. Näslund, 1998. Effects of woody debris on the growth and behaviour of brown trout in experimental stream channels. *Can. J. Zool.* 76:56–61.
- Sundberg, O.A., 1936. Om skogsdikningens inverkan på fisket i sjön Öjaren. *Svensk Fiskeritidskrift* 11:295–299.
- Svensson, B., 2004. Minimitappning i reglerade vattendrag: begrepp, forskning och naturvårdsmål. PM Swedpower AB, 25 s.
- Svensson, R. & A. Glimskär, 1993. Våtmarkernas värde för flora och fauna: skötsel, restaurering och nyskapande. NV Rapport 4175.
- Sweeney, B.W. & J.D. Newbold, 2014. Streamside forest buffer width needed to protect stream water quality, habitat, and organisms: A literature review. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 50:560–584.
- Swenson, U., 2010. Restaurering av Gredelby hagar och Trunsta träsk i Knivsta. *Svensk botanisk tidskrift* 104(2):101–114.
- Söderberg, L., Lind, E., Degerman, E. & S. Palm, 2020. Genetisk särart och variation hos bestånd av svenska Atlantlax. PM SLU Sötvattenslaboratoriet, SLU.aqua.2018.5.5-19.

- Söderqvist, T., Degerman, E., Soutukorva Sandberg, Nordzell & J. Wallström, 2019. Utökat anslag för restaurering av vattenmiljöer och medel för inventering av kulturmiljövärden – Konsekvensanalys. Anthesis Envenco rapport 2019:4, 74 s.
- Sømme, J.D. 1931. Næringsvandring og gytevandring hos örret på Harangervidda. Norsk Jaeger- og Fisker-Forenings Fiskeriutvalg, Medd. 1:3–24.
- Sømme, S. 1954. Undersøkelser over laksen og sjöörretens gyting i Eira. Jeger og Fisker, nr 7.
- Tamario, C., Degerman, E., Donadi, S., Spjut, D. & L. Sandin, 2018. Nature-like fishways as compensatory lotic habitats. *River Research and Applications* 2018:1-9.
- Tamario, C., Degerman, E., Polic, D., Tibblin P. & A. Forsman, 2021. Island theory explains variation in trout abundance within and among rivers. Submitted. Linneuniversitetet, Kalmar.
- Taylor, R.N. & M. Love, 2003. Fish passage evaluation at stream crossings. California Salmonid stream habitat restoration manual, 87 s.
- Tealdi, S., Camporeale, C. & L. Ridolfi, 2011. Modeling the impact of river damming on riparian vegetation. *Journal of Hydrology* 396:302-312.
- Tennant, D.L., 1976. Instream flow regimens for fish, wildlife, recreation and related environmental resources. *Fisheries* 1(4):6–10.
- The federal interagency stream restoration group, 2001. Stream corridor restoration – Principles, processes and practices, 270 s.
- Thomas, G., Lorenz, A.W., m fl, 2015. Fish community responses and the temporal dynamics of recovery flowing river habitat restorations in Europe. *Freshwater Science* 34(3):975–990.
- Thompson, W.L. & D.C. Lee, 2000. Modeling relationships between landscape-level attributes and snorkel counts of Chinook salmon and steelhead parr in Idaho. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57:1834-1842.
- Thomson, J.R., Hart, D.D., Charles, D.F., Nightengale, T.L. & D.M. Winter, 2005. Effects of removal of a small dam on downstream macroinvertebrate and algal assemblages in a Pennsylvania stream. *J. North Am. Benthological Soc.* 24(1):192-207.
- Tian, Z., m fl, 2020. A ubiquitous tire rubber–derived chemical induces acute mortality in coho salmon. *Science* 03 Dec 2020: eabd6951 DOI: 10.1126/science.abd6951.
- Tiwari, T., Lundström, J., Kuglerova, L., Laudon, H., Öhman, K. & A.M. Ågren, 2016. Cost of riparian buffer zones: A comparison of hydrologically adapted site-specific riparian buffers with traditional fixed widths, *Water Resour. Res.* 52:1056-1069.

- Tost, H., Reichert, M., m fl, 2019. Neural correlates of individual differences in affective benefits of real-life urban green space exposure. *Nature Neuroscience*, 29 July 2019.
- Trimble, S.W. & A.C. Mendel, 1995. The cow as a geomorphic agent: a critical review. *Geomorphology* 13:233–253.
- Trotter, E.H., 1990. Woody debris, forest-stream succession, and catchment geomorphology. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 9(2):141–156.
- Trotzig, A.L., 2015. Öppen dagvattenhantering i staden – en mångfunktionell resurs. Självständigt arbete, Landskapsarkitektprogrammet, SLU Alnarp, 32 s.
- Tugend, K.I., Allen, M.S. & M. Webb, 2002. Use of artificial habitat structures in US lakes and reservoirs: A survey from the southern division AFS reservoir committee. *Fisheries* 27(5):22-27.
- Tuor, K.M.F., Smokorowski, K.E. & S.J. Cooke, 2015. The influence of fluctuating ramping rates on the diets of small-bodied fish species of boreal rivers. *Environ. Biol. Fish* 98:345–355.
- Turnpenny, A.W.H, Struthers, G. & K.P. Hanson, 1998. A UK guide to intake fish-screening regulations, policy and best practice. Fawley Aquatic Research Laboratories LTD & Hydroplan.
- Turunen, J., Markkula, J., Rajakallio, M. & J. Aroviita, 2019. Riparian forests mitigate harmful ecological effects of agricultural diffuse pollution in medium-sized streams. *Science of the Total Environment* 649:495–503.
- Törnblom, J., Angelstam, P., Degerman, E. & C. Tamario, 2017. Prioritizing dam removal and stream restoration using critical habitat patch threshold for brown trout (*Salmo trutta* L.): a catchment case study from Sweden. *Écoscience* 24(3–4):157–166.
- Törnlund, E., 2006. Flottningslämningar i Västerbottens län – en historisk översikt och kulturhistoriska värdekriterier. Länsstyrelsen i Västerbotten, meddelande 1, 124 s.
- Törnlund, E. & L. Östlund (red.), 2000. Flottningslämningar. Vattendragen, arbetet, berättelserna. Skrifter om skogs- och lantbrukshistoria, nr 14. Kungliga Skogs- och Lantbruksakademien, Nordiska museet och Sveriges Lantbruksuniversitet.
- Ulfhielm, A., 2014. Vattenanknutna kulturmiljöer i Södermanlands län. Delar av Nyköpingsåns vattensystem. Rapport 2014:26, Länsstyrelsen i Södermanlands län.
- Valkama, E., Usva, K., Saarinen, M. & J. Uusi-Kämppe, 2019. A Meta-Analysis on nitrogen retention by buffer zones. *J. Environ. Qual.* 48:270–279.
- van Dorst, R.M., Gårdmark, A., m fl, 2018. Warmer and browner water decrease fish biomass. *Global change biology* DOI:10.1111/gcb.14551.

- van Geest, G.J., Coops, H., Roijackers, R.M.M., Buijse, A.D. & M Scheffer, 2005. Succession of aquatic vegetation driven by reduced water-level fluctuations in floodplain lakes. *Journal of Applied ecology* 42:251-260.
- van Geest, G.J., Wolters, H., Roozen, F.C.J.M, Coops, H., Roijackers, R.M.M., Buisje, A.D. & M. Scheffer, 2005. Water-level fluctuations affect macrophyte richness in floodplain lakes. *Hydrobiologia* 539:239-248.
- van Liefferinge, C., Seeuwst, P., Meire, P. & R.F. Verheyen, 2005. Microhabitat use and preferences of the endangered *Cottus gobio* in the River Voer, Belgium. *J. Fish Biol.* 67:897-909.
- Vaughn, C.C., 2017. Ecosystem services provided by freshwater mussels. *Hydrobiologia* DOI 10.1007/s10750-017-3139-x.
- Vedum, T.V., Hofstad, H., Åström, S., Ödegaard, R., Dolmen, D., Sörensen, S., Finstad-Vold, K. & K. Ödegård-Bryhn, 2004. Dammer i kulturlandskapet – till glede og nytte for alle. Fylkesmannen i Hedmark, 70 s.
- Vehanen, T., m fl, 2003. Habitat preference by grayling (*Thymallus thymallus*) in an artificially modified hydropeaking riverbed: a contribution to understand the effectiveness of habitat enhancement measures. *J. Appl. Ichthyology* 19:15-20.
- Vehanen, T., Huusko, A., Mäki-Petäys, A., Louhi, P., Mykrä, H. & T. Muotka, 2010. Effects of habitat rehabilitation on brown trout (*Salmo trutta*) in boreal forest streams. *Freshwater biology* 55:2200-2214.
- Veraart, A.J., m fl, 2013. Denitrification in restored and unrestored Danish streams. *Ecological Engineering* 66:129–140.
- Verdonschot, P.F.M., 2009. Causes of failure and success of lowland stream restoration. Euro-limpacs. Deliverable no. 400, 21 s.
- Vesipa, R., Camporeale, C. & L. Rudolphi, 2017. Effect of river flow fluctuations on riparian vegetation dynamics and models. *Advances in Water resources* 110:29–50.
- Vikström, L., Leonardsson, K., Leander, J., Shry, S., Calles, O. & G. Hellström, 2020. Validation of Francis–Kaplan Turbine Blade Strike Models for Adult and Juvenile Atlantic Salmon (*Salmo salar*, L.) and Anadromous Brown Trout (*Salmo trutta*, L.) Passing High Head Turbines. *Sustainability* 2020, 12, 6384; doi:10.3390/su12166384.
- von Proschwitz, T., Lundberg, S. & J. Bergengren, 2006. Guide till Sveriges stormusslor. Länsstyrelsen i Jönköpings län, Naturhistoriska Riksmuseet och Göteborgs naturhistoriska Museum.
- von Wachenfeldt, E., Bjelke, U., Sundberg, S., Svensson, M. & C. Trigal, 2015. Grön infrastruktur i sötvatten. PM SLU Artdatabanken, SLU.dha.2015.5.1-31, 26 s.
- Vought-Petersen, L.B., Lacoursiere, J.O. & N.J. Voelz, 1991. Streams in the agricultural landscape? *Vatten* 47:321-328.

- Vägverket, 2004. Samarbetsprojekt Dalarna. Vägverket publikation 2004:19, 23 s.
- Vägverket, 2008. Hydraulisk dimensionering. VVMB 310, Vägverket 2008:61, 68 s.
- Vägverket & Trafikverket, 2005. Vilda djur och infrastruktur – en handbok för åtgärder. Vägverket 2005:72, 114 s.
- Wallace, J.B., Webster, J.R. & J.L. Meyer, 1995. Influence of log additions on physical and biotic characteristics of mountain streams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52:2120–2137.
- Wallentin, E., 2018. Samhällsekonomisk analys av Hertingprojektet - En ekosystemtjänstansats. Länsstyrelsen Halland, Enheten för naturvård och miljöövervakning, Meddelande 2018:18.
- Wang, T., Driscoll, C.T., Hwang, K., Chandler D. & M. Montesdeoca, 2020. Total and methylmercury concentrations in ground and surface waters in natural and restored freshwater wetlands in northern New York. *Ecotoxicology*.
- Watz, J., 2017. Stress responses of juvenile brown trout under winter conditions in a laboratory stream. *Hydrobiologia* 802:131–140.
- Watz, J., m fl, 2019. Wood addition in the hatchery and river environment affects post-release performance of overwintering brown trout. *Freshwater biology* 64:71–80.
- Walters, A.W., Mandeville, C.P. & F.J. Rahel, 2018. The interaction of exposure and warming tolerance determines fish species vulnerability to warming stream temperatures. *Biol. Lett.* 14: 20180342. <http://dx.doi.org/10.1098/rsbl.2018.0342>
- Warren, M.L. & M.G. Pardew, 1998. Road crossings as barriers to small-stream fish movement. *Trans. Am. Fish. Soc.* 127:637–644.
- Washington Department of Fish and Wildlife, 2000. Fish protection screen guidelines for Washington state, 53 s.
- Washington Department of Fish and Wildlife, 2005. Fishway guidelines for Washington state.
- WCD (World Commission on Dams), 2000. Dam reservoirs and Greenhouse gases. Report on the workshop held on February 24 & 25, 2000: Hydro-Quebec, Montreal, 17 s.
- Weibull, H., 2016. Mossor på död ved vid vatten – att tänka på vid restaurering av vattendrag. Länsstyrelsen i Västerbotten, 16 s.
- Weisberg, S.B., Janicki, A.J., Gerritsen J. & H.T. Wilson, 1990. Enhancement of benthic macroinvertebrates by minimum flow from a hydroelectric dam. *Regulated rivers: research and management*, 5:265–278.

White, J.M. & J.C. Stromberg, 2011. Resilience, restoration, and riparian ecosystems: Case study of a dryland, urban river. *Restoration Ecology* 19:101-111.

White, S.M., Hustice, S., m fl, 2017. Legacies of stream channel modification revealed using General Land Office surveys, with implications for water temperature and aquatic life. *Elem Sci Anth*, 5: 3, DOI: doi.org/10.1525/elementa.192.

Whited, D., Galatowitsch, S., Tester, J.R., Schik, K., Lehtinen, R., & J. Husveth, 2000. The importance of local and regional factors in predicting effective conservation planning strategies for wetland bird communities in agricultural and urban landscapes. *Landscape and Urban planning* 49:49-65.

Widén, Å., Jansson, R., Johansson, M., Lindström, M., Sandin, L. & D. Wisaeus, 2016. Maximal ekologisk potential i Umeälven. Rapport från Umeälvprojektet.

Widén, Å., Jansson, R., Renöfält, B., Degerman, E. & D. Wisaeus, 2017. Ekologisk reglering – metod för att beräkna produktionsförluster och miljönytta i reglerade vattendrag. *Energiforsk Rapport* 2017:449, 107 s.

Widén, Å., Malm Renöfält, B, Degerman, E., Wisaeus, D. & R. Jansson, 2021a. Let it flow: modeling ecological benefits and electricity production impacts of banning zero-flow events in a large regulated river system. Accepted: *Science of the total environment*.

Widén, Å., Malm Renöfält, B, Degerman, E. & R. Jansson, 2021b. Environmental flow scenarios for a regulated river system: projecting catchment-wide ecosystem benefits and consequences for hydroelectric production. Submitted: *Water resources research*.

Willander, A. & E. Willén, 1996. Vättern och dess tillflöden 1971–1994. Vätternvårdsförbundet rapport 40.

Wilson, K.A., Lulow, M., m fl, 2011. Optimal restoration: accounting for space, time and uncertainty. *Journal of Applied Ecology* 48:715–725.

Wilson, K.N., Baker, S.L. & G.M. Kondolf, 2020. The ideal meander: exploring freshwater scientist drawings of river restoration. *Freshwater Science* 39(2).

Winstone, A.J., Gee, A.S. & P.V. Varallo, 1985. The assessment of flow characteristics at certain weirs in relation to the upstream movement of migratory salmonids. *J. Fish Biol.* 27(Suppl. A):75-83.

Wohl, E., Lane, S.N. & A.C. Wilcox, 2015. The science and practice of river restoration. *Water Resources Research*, 51(8):5974–5997.

Wolf, P., 1956. Utdikad civilisation. Skrifter utgivna av Svenska Lax- och Laxöringsföreningen, Malmö, upa VII. Gleerup, Malmö.

Wolter, C., 2010. Functional vs scenic restoration - challenges to improve fish and fisheries in urban waters. *Fisheries Management and Ecology* 17:176-185.

- Wood, C.M., Turner, J.D. & M.S. Graham, 1983. Why do fish die after severe exercise? *J. Fish Biol.* 22:198-201.
- Wood, D.M., Welsh, A.B. & J. Todd Petty, 2014. Genetic assignment of brook trout reveals rapid success of culvert restoration in headwater streams. *North American Journal of Fisheries management*. DOI: 10.1002/nafm.10185
- Wortley, L., Hero, J.-M. & M. Howes, 2013. Evaluating ecological restoration success: a review of the literature. *Restoration ecology* 21(5):537-543.
- WWF 2020. Living planet report. Bending the curve of biodiversity loss. Almond, R.E.A., Grooten, M & T. Petersen (red., WWF Gland, Switzerland.
- Wyzga, B., Sawiejska, J., Radecki-Pawlik, A. & H. Hajdukiewicz, 2012. Environmental change, hydromorphological reference conditions and the restoration of Polish Karpathian rivers. *Earth surf. process. landforms* 37:1213–1226.
- Zika, U. & A. Peter, 2002. The introduction of woody debris into a channelized stream: Effect of trout population and habitat. *River Res. Appl.* 18(4):355–366.
- Zinko, U., 2005. Strandzoner längs skogsvattendrag. Levande skogsvatten, WWF, 32 s.
- Zinko, U., Olgemar, M., Lennartsson, T., Delvenne, M. & I. Schönfeldt, 2014. Samverkansprojekt för biologisk mångfald i vatten. Centrum för biologisk mångfald nr 85, 65 s.
- Österling, E.M., Arvidsson, B.L. & L.A. Greenberg, 2010. Habitat degradation and the decline of the threatened mussel *Margaritifera margaritifera*: influence of turbidity and sedimentation on the mussel and its host. *Journal of Applied Ecology* 47:759–768.
- Österling, E.M. & J.O. Högberg, 2014. The impact of land use on the mussel *Margaritifera margaritifera* and its host fish *Salmo trutta*. *Hydrobiologia* 735:713–720.

27. Register

Abborre	331
adaptiv förvaltning	18
alluviala .. 35, 47, 262, 265, 266, 268, 270, 278, 279, 280, 282, 283, 286, 287, 289, 293, 306, 321, 325, 328	
anadroma	222
Arbetsmiljölagen	24
Art- och habitatdirektivet	93, 151, 342
Aspen	328, 329
Avrinningsområdet	31
BACI-design	116
BA-design	115
basflöde	31
bassängtrappor	241
bentivorer	144
beprövad erfarenhet	13
bestämmande sektioner	46
biokanal	224
Biologisk mångfald	14
biologiska kvalitetsfaktorerna	80
Blandmyrar	40
blå infrastruktur	16
Blå Målklassning	97
boskap	124, 140, 168, 174
bottenis	33
bristanalys	87
Brunifiering	64
bräddfull vidd	270
bäver	161, 256, 259
Cyanobakterier	68
Dagvatten	153
damm	11, 20, 52, 66, 95, 97, 126, 129, 148, 192, 195, 200, 201, 202, 204, 205, 210, 211, 212, 213, 214, 215, 216, 217, 218, 220, 295
DAPSIR	86
Deltaområden	49
denitrifikation	128, 130, 142, 160
deposition	34
Dikning	74, 122
dämningsgränserna	190
effektkontroll	114
Ekoflöden	181
Ekohyllor	190
ekologisk kompensation	12
ekologisk status ... 11, 12, 18, 22, 28, 70, 80, 82, 83, 86, 87, 91, 106, 109, 110, 119, 143, 165, 181, 196, 197, 201, 268, 305, 306, 315, 352	
Ekosystemtjänster	14
ekotoner	159
Elritsa	84, 330

erosion	34
evapotranspiration.....	154
evertebrater.....	206
evidensbaserad kunskap	13
faunadepåer	169
fiberduk.....	126
Fiskerätten	104
flador	39
flaggskeppsart	106
flodkräftan	149
flodpärlmussla..... 19, 66, 88, 93, 104, 106, 107, 111, 112, 148, 162, 227, 243, 249, 278, 280, 315, 323, 348	
<u>flätflodssystem</u>	53
fornlämningar.....	103
forsdimma	50, 51, 195
Forsnackar	296
Fosfor.....	160, 201
fuktängar	40
funktionell kantzon	22, 88, 97, 165, 166, 167, 276
funktionskontroll	114
fågel.44, 129, 130, 132, 135, 136, 137, 138, 140, 146, 147, 161, 169, 190, 261, 278, 296	
Fågelfaunan.....	132, 145, 146
Färna	122, 329
<i>Gallerintag</i>	257
geotextil.....	102, 123, 126, 218, 254
glosjöar	39
groddjur..... 41, 44, 70, 94, 128, 131, 132, 136, 137, 198, 239, 248, 296	
Grävmaskin	287
grävmaskinsmattor	291
Grönling	330
Gynnsam bevarandestatus	23
gädda..... 14, 39, 66, 87, 130, 138, 143, 144, 147, 160, 182, 183, 196, 227, 229, 231, 237, 238, 293, 296, 302, 354	
gäddan	224
gäddfabriker	138
Harr.....	284, 327
Hartijoki-metoden	319
havsnejonöga.....	222
havsöring.....58, 59, 85, 148, 225, 229, 243, 316, 319, 321	
humusämnen.....44, 55, 63, 64, 65, 122, 160, 201	
hydrologisk regim	81
hypolimnion	146
hyporheiska zonen16, 88, 129, 162, 180, 237, 284, 295, 307, 314, 326	
hårdgjorda ytor.....	57, 153, 299
höjdavvägning	134
höljor 47, 51, 53, 70, 89, 110, 198, 237, 262, 276, 279, 283, 294, 296, 297, 299, 300, 301, 306, 307, 310, 318, 326	
Id329	
indikatorer 9, 26, 29, 80, 96, 106, 107, 115, 195, 280, 290, 315, 324	
inlöp.....	235
issörpa	33

Järnockra	121
jättebalsamin	163
kallvattenrefugier	66
kammartrappa	235, 243
kanaliserade	8, 36, 118, 153, 162, 263, 264, 265, 278, 293
kanot	78, 235, 247, 292, 307, 308
kanotsport	19, 211, 240, 293, 294, 299, 306, 308, 309, 310, 311
kantzoner	8, 28, 54, 66, 69, 70, 78, 88, 95, 129, 141, 157, 159, 160, 161, 162, 163, 165, 167, 168, 169, 170, 171, 173, 174, 197, 202, 273, 278, 299, 302, 306
kaskadeffekter	17, 58, 178
<u>klunkning</u>	189, 231
kolsänkor	65
Konnektivitet	16
Kontinuitet	88
korttidsreglering	179, 183, 184, 186, 188, 189, 191
kransalger	45, 151, 335
kravis	33, 34, 89, 178, 295
skulptur	54, 141, 168, 277
<u>kritiska habitat</u>	96
Kritiska habitat	88
KUL	82
Kulturmiljöer	72
kumulativa effekter	17
kvillområden	49
Kväve	147, 160
källor	38, 39, 40, 41, 67, 129
Kärr	39
laminär strömning	33
landskapsperspektiv	22, 28, 90, 103, 124, 135, 230, 249, 325, 355
Lateral konnektivitet	16
lax	12, 16, 19, 71, 72, 84, 85, 106, 111, 147, 177, 184, 186, 189, 207, 210, 222, 223, 225, 226, 227, 228, 229, 231, 232, 241, 242, 243, 248, 249, 262, 269, 273, 278, 280, 284, 285, 296, 314, 315, 317, 318, 319, 321, 325, 326, 327, 328, 339
Laxfiskar	196, 314
lekvikar	293
levé	128
Lilla istiden	57
Longitudinell konnektivitet	16
Lågflödesmuddring	148
Maden	41
Madängarna	73
makrofyter	142
Mal	330
markavvattning	63, 99, 118, 120, 122, 279
Meandering	47
medellågvattenföringen	32
metylkvicksilver	124, 205
MHQ	32
miljökonsekvensbeskrivning	101
mineraliseras	65
minimitappning	13, 97, 178, 183, 188, 189, 193, 194, 195, 196, 197

minimivattenföring.....	189, 196, 339
MLQ.....	32
morfologiskt tillstånd	81
moränvattendrag	16, 266, 273, 278, 280, 283, 284, 292, 294, 322, 328
mosse	39
MQ.....	32
Musselportal	82
myr	39
Målbilden	106
natearter.....	144
Natura 2000-områden.....	102
naturlig störning	17
naturliga flödesparadigmen.....	177
naturvårdsavtal	26, 309
Naturvårdet.....	91
nedströmsvandring	232
Nejonögon.....	328
nolltappning	140, 179, 182, 183, 184, 185, 188, 189, 194
NORS	82
Nyckelbiotoper	91
omlöp.....	235
omsättningstid	55
organogena.....	29, 145, 149
paraplyarter	106
parkslide.....	163
Passageeffektivitet	223
perkoler.....	119, 156
planktivor	144
plusvärden	98
predatorer.....	33, 183, 204, 223, 301, 302, 314
påverkansanalys	86
<u>raningar</u>	74
referenstillstånd.....	80, 106
referensvärden	9, 26, 82, 106, 107, 109, 111, 195, 280, 290, 315, 324, 340
<i>refugddamm</i>	192
rehabilitering	12
resiliens	11, 17, 71, 87, 226
restaurering	11
rifle-pool-system.....	53
Riksantikvarieämbetet.....	76
riskanalys	23
Risvasar	302
rotavator.....	149
samverkan	9, 17, 18, 21, 22, 77, 103
Sandkrypare	330
Scapania.....	107, 178, 301
sedimentfällor.....	123
sedimenttillförsel	27, 53, 54, 165, 285
sedimenttillförseln	162
SERS	82
Sik.....	328

Simpor	229, 328
sinuositeten	47
sjöslätter	74
skyddsdikning	118
slitsränna	232, 235, 240
Slättermaderna	130
smolt	178, 189, 203, 232, 233, 234, 349, 360, 366
Spiralflödet	49
sportfiske.....	15, 308
stenpäls	53, 180, 280, 295
stormusslor	15, 82, 88, 111, 147, 162, 206, 219, 248, 249, 250, 371
strandbrinken	35, 127, 132, 277, 282, 300
Stranden	41
stryk	217, 236, 237, 262
strömstare	26, 196, 261
Stäm	329
Submersa.....	148
sumpskog	39, 42, 128, 129
sumpskogar.....	40, 124, 165, 295
svarthakedopping.....	19, 136, 140, 152
svämplan	128
svämplanet ...16, 35, 41, 49, 52, 53, 54, 76, 81, 114, 127, 129, 130, 131, 132, 133, 134,	
155, 159, 166, 174, 181, 196, 202, 211, 224, 263, 264, 268, 275, 279, 280, 282, 284,	
289, 293, 295, 299, 300, 309	
Svämskog	129
terrasserat.....	35, 46
thalweg	271
torrfåra	97, 188, 193, 194, 195, 197, 200, 230
torv	39
torvbrytning.....	124
Total effektivitet	223
transport	34
träskelvärdet	87
träskling.....	235
turbulent strömning	33
Täckdiken	118
undersökningstyper	82
utströmningsområden	38, 39, 41, 43, 61, 129, 159, 160, 167, 173
utter.....	19, 88, 93, 161, 164, 184, 243, 247, 248, 249, 252, 256, 259, 260, 278
vadarfåglar.....	130, 174, 198
vattenförekomster.....	80
Vattenråd	21
Vattenverksamhet	99
Vertikal konnektivitet	16
Veteranisering.....	170
Våtmark	38
Vägtrummor.....	243
Värdekärnor	91
värdeetrakt	91
växthusgaser	57
ÅiV.....	145

ål 227	
åtgärdsutrymme	90
<u>ängavattning</u>	73
öring.66, 68, 71, 72, 81, 84, 85, 86, 88, 89, 106, 107, 108, 109, 110, 111, 112, 114, 147, 151, 155, 160, 165, 167, 177, 182, 184, 196, 197, 207, 208, 225, 227, 228, 229, 231, 232, 238, 241, 242, 245, 248, 249, 262, 269, 273, 275, 280, 284, 285, 296, 301, 302, 303, 306, 307, 314, 315, 316, 317, 318, 319, 320, 321, 325, 326, 327, 328, 329, 330, 339, 360	
<u>översilning</u>	73
översilningsängar	131



Havs
och Vatten
myndigheten



Länsstyrelsen
Jämtlands län



With the contribution of the LIFE Programme of the European Union