

Miljöanpassade flöden

Sammanställning av forskning och utveckling med
avseende på ”flödesregimer”



*Strandzon i Forsbydammen, Testeboån, Gävle kommun. Roten
avspeglar olika vattenstånd. Foto: B. Renöfält*

Birgitta Renöfält och Christer Nilsson

*Landskapsekologigruppen
Institutionen för ekologi, miljö och geovetenskap
Umeå universitet
901 87 Umeå*

Umeå 2005-11-30

Sammanställningen har uppdragits författaren av forskningsprogrammet "Vattenkraft – miljöeffekter, åtgärder och kostnader i nu reglerade vatten", som finansieras av Elforsk, Statens energimyndighet, Fiskeriverket och Naturvårdsverket (www.vattenkraftmiljo.nu). Författaren svarar själva för innehållet.

Syftet har varit att med hjälp av respektive författare ta fram relativt korta populära beskrivningar av vad som pågår inom de områden (Förbättrade förutsättningar för vandring hos vattenorganismer, Habitatförstärkning, Flödesregimer och Kompensationsutsättningar av fisk) som varit prioriterade inom "Vattenkraft - miljöeffekter, åtgärder och kostnader i nu reglerade vatten, etapp 2".

Innehållsförteckning

1. Inledning	3
2. Vad skapar och upprätthåller biologisk mångfald i vattendrag?	4
3. Vad är miljöanpassade flöden?	4
3.1 Grundläggande antaganden för miljöanpassade flöden	5
3.2 Utvecklingshistorik	7
3.2 Beskrivning av metodologier för miljöanpassade flöden:	8
3.2.1 Hydrologiska modeller	9
3.2.2. Metodologier för hydraulisk värdering.....	9
3.2.3. Modeller för simulering av livsmiljöer.....	10
3.2.4. Holistiska metodologier	10
4. Vad pågår idag?	14
5. Generella behov av framtida forskning	15
6. Miljöanpassade flöden i Sverige: behov och möjligheter.....	15
Referenser.....	18

1. Inledning

I takt med att jordens befolkning och energianvändning ökar utsätts jordens vattenresurser för ett allt större tryck. Över hälften (172 av 292) av jordens största vattendrag är reglerade av dammar (Nilsson m.fl. 2005) och hälften av jordens tillgängliga sötvattensresurser är på något sätt påverkade av mänsklig aktivitet, en siffra som beräknas ha stigit till 70 % år 2025 (Postel m.fl. 1996). Denna påverkan har lett till en degradering av ekosystem och betydande förluster av biologisk mångfald (Dudgeon 2000, Pringle m.fl. 2000, Rosenberg m.fl. 2000). Insikten om negativa konsekvenser av vattenreglering på ekosystemens förmåga att producera varor och tjänster har ökat under de senaste decennierna och politiska ambitioner att vidta åtgärder för att lindra konsekvenser har fått en mer framträdande roll.

Synen på naturresursen rinnande vatten har överlag genomgått en förändring. Tidigare sågs vattnet som en resurs som kunde nyttjas fritt för att främja ekonomisk utveckling och välbefinnande. Ingen eller ringa hänsyn togs till ekologiska effekter på olika nivåer. Detta synsätt bottnar i att det är lätt att visa på kortsiktiga ekonomiska samhällsvinster av exempelvis vattenkraftsproduktion eller konstbevattning, medan det är betydligt svårare att värdera t.ex. förlust av biologisk mångfald. Ett ökat medvetande om vikten av ett mer mångfacetterat bruk av jordens vattenresurser (Gleick 2003) har resulterat i flera nya politiska mål och direktiv sedan FN:s konferens i Rio om biologisk mångfald (FN 1992). Förändringen i synen på rinnande vatten kan exemplifieras med situationen i Sydafrika. Detta land har på kort tid gått från uppfattningen att det varit fritt fram att exploatera rinnande vatten, via ett erkännande av att ekosystemet och de människor som är beroende av detta för sin utkomst (fiskare, småbönder etc.) också har rättigheter, till ett synsätt där ekosystemet och de processer som skapar och upprätthåller detta inte ses som konkurrenter om en resurs utan som en grundläggande förutsättning för ett långsiktigt hållbart nyttjande (King m.fl. 2003). Sydafrika räknas nu till ett av världens mest progressiva länder vad gäller vattenlagstiftning (South African Water Act 1998). Det finns endast två grupper som har laglig rätt till vatten, ekosystemet och de människor som är beroende av systemet för sin utkomst. Allt annat uttag eller nyttjande av vatten måste ske via tillstånd.

Även EU:s vattendirektiv (European Water Framework Directive: EU 2000) grundas på en mer ekologisk och övergripande syn på vatten. EU har övergett ett system där en mängd olika direktiv ansågs behövas för att lösa problem inom specifika områden (t.ex. övergödning) för att i stället anamma ett system med ett enda övergripande ramdirektiv som rymmer alla vattenaspekter. Detta direktiv kräver att vattnen ska hålla en god ekologisk status, eller om en sådan inte är möjlig, en god ekologisk potential. Vattendragsdirektivet kräver också att vattendragen sköts och administreras på avrinningsområdesnivå, och därmed också går över politiska gränser. Tidigare har skötseln av rinnande vatten i hög grad fokuserat på problem med vattenkvalitet. I takt med att insikten ökat om flödets betydelse för vattendragens ekologiska hälsa, och det faktum att vatten av god kvalitet alltmer blir en bristvara även inom Europas gränser, tillmäts vattenkvantiteten allt större betydelse.

Sverige har åtagit sig att uppfylla kraven inom vattendragsdirektivet (EU 2000) och andra EU-direktiv om biologisk mångfald (t.ex. livsmiljödirektivet och direktivet för hotade arter). Sveriges riksdag har även antagit ett antal miljö kvalitetsmål som ska leda mot en mer ekologiskt hållbar samhällsutveckling. Miljö kvalitetsmålet "Levande sjöar och vattendrag" lyder: "*Sjöar och vattendrag skall vara ekologiskt hållbara och deras variationsrika livsmiljöer skall bevaras. Naturlig produktionsförmåga, biologisk mångfald, kulturmiljö värden samt landskapets ekologiska och vattenhushållande funktion skall bevaras samtidigt som förutsättningar för friluftsliv värnas.*" Detta innebär bl.a. att oexploaterade och i huvudsak opåverkade vattendrag behåller naturliga vattenflöden och vattennivåer medan vattendrag som

påverkas av reglering har ”vattenflödena så långt möjligt anpassade med hänsyn till biologisk mångfald.” Miljökvalitetsmålet innebär också att biologisk mångfald återskapas och bevaras i sjöar och vattendrag.

Ett viktigt medel i arbetet mot ett mer hållbart resursutnyttjande är att utveckla bättre modeller för miljöanpassade flöden. I denna rapport ger vi en summarisk bakgrund till vilka flödesrelaterade faktorer och processer som anses viktiga för att skapa och upprätthålla fungerande ekosystem och biologisk mångfald i rinnande vatten. I rapporten sammanfattar vi också de typer av modeller som används för miljöanpassade flöden, vad modellerna främst inriktar sig på samt deras för- och nackdelar. Vi ger också en bild av var forskningen om miljöanpassade flöden ligger idag, och vilka kunskapsluckor som finns. Som kommer att framgå sker den helt övervägande delen av områdets forskning i utlandet. Den svenska forskningen är mycket begränsad och något exempel utanför vår egen forskargrupp har vi inte hittat. Avslutningsvis diskuterar vi vilken kunskap som kan tillämpas och vilken ny forskning som behöver utvecklas i Sverige för att förbättra flödesregimerna i vattendragen.

2. Vad skapar och upprätthåller biologisk mångfald i vattendrag?

Under de senaste decennierna har forskare i vattendragsekologi fördjupat kunskapen om betydelsen av säsongsmässiga översvämningar för ekosystemen. Variabilitet i flöde räknas numera som den viktigaste strukturerande faktorn i naturliga vattendrag (Poff m.fl. 1997). Flödet lägger grunden för ekologiska samhällen i vattendraget och på stranden genom att underhålla miljögradienter och driva en dynamik i vattendraget genom att variera både i tid och i rum. Insikten har också stärkts om att ett vattendrag behöver hela sitt flödesspektrum för att behålla sin ekologiska integritet (Poff m.fl. 1997, Junk m.fl. 1998) och att dessa variationer är specifika för varje vattendrag, dvs. varje vattendrag har sitt eget hydrologiska ”fingeravtryck” (Puckridge m.fl. 1998). Variationer inom och mellan år är viktiga för att upprätthålla olika processer inom ekosystemen; man kan säga att olika flöden utför olika tjänster för ekosystemen (Tabell 1). De viktigaste aspekterna på flödedynamik är när och hur snabbt flödet förändras samt olika flödens varaktighet, storlek, och frekvens. Reglering av vattendrag förändrar ofta en eller flera av dessa egenskaper vilket oundvikligen påverkar systemet.

De nya kunskaperna om flöden har endast i liten utsträckning tagits tillvara i skötseln av vattendrag. Ofta ignoreras ekosystemets behov och vissa vattendrag ”stängs av och på som omsorgsfullt utarbetade rörledningar” (Richter & Postel 2004) efter att ha anpassats för att möta ett ständigt ökande tryck på vattenresursen. De flesta vattendragsforskare är numera överens om betydelsen av ett holistiskt och processbaserat synsätt för att förvalta rinnande vatten, för att på så sätt minimera påverkan på miljön. Kärnpunkten i detta betraktelsesätt ligger just i att återskapa dynamik och konnektivitet i systemet. Detta innebär att man i möjligaste mån sköter vattendragen så att viktiga komponenter i den naturliga flödesregimen representeras, så att strand och vatten samverkar och så att olika delar av vattendraget funktionellt hänger ihop.

3. Vad är miljöanpassade flöden?

Bedömningar av miljöanpassade flöden (Environmental Flow Assessments, EFAs) kan definieras som *det vatten som antas behöva rinna i ett vattendrag för att upprätthålla en förutbestämd ekologisk status* (Tharme & King 1998, King m.fl. 1999). Målen med ett miljöanpassat flöde kan variera från att bevara en enskild art till att upprätthålla ett intakt ekosystem. Skalan på dessa bedömningar kan variera från enskilda sträckor till hela avrinningsområden där både reglerade och fritt strömmande vattendrag ingår (King m.fl. 1999).

Som tidigare nämnts finns ett ökat politiskt krav på att vattendrag ska skötas på ett ekologiskt hållbart sätt. Detta krav står delvis i strid med ett ekonomiskt utnyttjande av resursen,

Tabell 1. Exempel på växtrelaterade processer som upprätthålls av olika flödesnivåer (modifierad från Postel & Richter 2003).

Flödesnivå		Processer och ekosystemtjänster
<i>Lågflöde</i>	<i>Torka</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Rekrytering av vissa strandväxter • Eliminering av vissa invasionsbenägna främmande arter • Kontroll av fördelning och abundans av strandväxter och akvatisk vegetation
	<i>Basflöde</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Livsmiljö för akvatisk flora • Stöd åt den hyporheiska zonen
<i>Högflöde</i>	<i>Normal</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Sammanknytning av fåran och stranden • Spridning av frön och växtdelar • Spridning av näring till strandzonen • Störning av strandvegetationen • Småskalig substratsortering • Bildning av gradienter i miljöfaktorer
	<i>Extrem</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Föryngring av systemet • Kontroll av fördelning och abundans av strandväxter och akvatisk vegetation • Storskalig sortering av substrat, påverkan av fårans form (nybildning av fysisk livsmiljö)

åtminstone på kort sikt. Vi kan inte behålla eller återskapa mer ursprungliga ekosystem och samtidigt behålla ett vattenflöde som starkt avviker från det naturliga. All modifiering av flöden påverkar ekosystemet. Därför är miljöanpassning av vattenflöden ett viktigt instrument för att lindra de effekter som en reglering medför. En sådan anpassning innebär att en del av vattnet måste tillåtas rinna på ett sätt som kan minska avkastningen för enskilda brukare.

Forskningen om miljöanpassade flöden har vuxit snabbt under det senaste årtiondet, och vetenskapen har en ledande roll i deras utformning. Detta är dock bara en del av processen. För att miljöanpassade flöden ska bli ett användbart och accepterat redskap i skötseln av rinnande vatten krävs att politiker, administratörer och andra med ansvar för förvaltning av vattendrag samarbetar med forskare för att ta fram underlag som kan få en bred acceptans (Schofield m.fl. 2003).

3.1 Grundläggande antaganden för miljöanpassade flöden

Det har gjorts åtminstone sex grundläggande antaganden i diskussionen om miljöanpassade flöden (Schofield m.fl. 2003). Dessa är:

- Det finns ett överskott av vatten (som inte anses behövas) i vattendraget.
- Effekterna av att reducera flödet är till en början små, men ökar med andelen vatten som tas från systemet eller med hur stor avvikelser blir från den naturliga flödesdynamiken.
- Vattendrag kan vanligtvis återhämta sig efter mindre och kortvariga störningar.
- Naturlig störningsdynamik är viktig för att upprätthålla biologisk mångfald.
- Om livsmiljöer behålls säkerställs arternas fortlevnad.
- Ekologiska samhällen i vattendrag drivs av faktorer som hör till den icke-levande miljön snarare än av organismerna själva.

Dessa antaganden ska ses i ljuset av två viktiga principer inom bevarandebiologi: (1) upprätthållandet av naturlig biologisk mångfald är nyckeln till ekosystemets hälsa och till dess hållbara nyttjande, och (2) förändring av den naturliga störningsregimen kommer oundvikligen

att påverka organismer och ekologiska processer i systemet. Schofield m.fl. (2003) diskuterar rimligheten i vart och ett av dessa sex antaganden.

Överskottsvatten. Detta antagande bottnar i en önskan att kunna använda vatten från vattendraget samtidigt som den biologiska mångfalden och de miljövärden som finns i systemet ska kunna lämnas opåverkade. Dock kommer alla avvikelser från en naturlig flödesregim att påverka vattendraget i större eller mindre utsträckning. Man kan alltså inte exploatera en resurs utan att det blir en miljöpåverkan. Tre motiveringar har framförts till varför detta ändå är ett rimligt antagande. Dessa är:

(1) De naturligt stora variationerna i vattenföring i de flesta vattendrag betyder att organismer kan överleva perioder av exempelvis lågt flöde om flödesregimen ändå speglar alla i övrigt viktiga faktorer, såsom när olika flödestoppar inträffar och hur snabbt variationer i flöde sker.

(2) Det är inte nödvändigt att bevara alla vattendrag i ett nära naturligt skick. I många fall är vattendragen och alla förutsättningar i deras omgivning så förändrade att det inte heller är praktiskt möjligt. Som en del i arbetet med skötselåtgärder för rinnande vatten är det viktigt att arbeta fram mål för varje vattendrag och kanske även för enskilda delar av vattendrag. Då dessa mål är satta kan forskare hjälpa till att utforma åtgärder för att nå målen.

(3) Extremt höga flöden kan leda till oönskade skador på vattendraget (dessa flöden kan dock ha viktiga ekologiska och geomorfologiska funktioner för vattendragets dynamik, exempelvis storskaliga förändringar i fårans morfologi och succession i strandskogar). Ofta utnyttjas endast en liten andel av dessa flöden för att fylla upp regleringsmagasinen, och flödena får inte nämnvärt mindre effekt på grund av denna lilla magasinering. Effekterna för ekosystemet av att magasinera små och medelhöga flöden blir däremot mycket större nedströms vattenmagasinen. Därför har idén framförts om att det vore bättre att magasinera en större andel av de extremt höga flödena för att understödja perioder av lägre flöden.

Ökande effekter med ökat uttag. Det är en utbredd uppfattning att effekterna av att reducera flödet i ett vattendrag till en början är små men att de ökar med ett ökat uttag. Det finns därför utarbetade tumregler för hur mycket vatten som kan tas från ett vattendrag. Detta har lett till riktlinjer för hur stor andel av ett flöde som kan undanhållas systemet samtidigt som en acceptabel ekologisk kvalitet behålls i systemet. Ett välkänt exempel på detta härrör från 1970-talet. Där påstås att vattendragen kan bevaras i ett ”utmärkt” skick om minst 60 % av vattnet behålls i fåran. Trettio procent skulle innebära ”tillfredsställande” skick osv. (Tennant 1976).

Att effekterna ökar med ökat uttag eller ökad avvikelse från en naturlig regim är kanske ett av de mest svårtolkade antagandena. Studier visar att även små förändringar i flöde ibland kan leda till förluster i ekosystemet (Brizga m.fl. 2002). Reaktionen på flödesförändringar kan variera starkt mellan olika typer av vattendrag. Därför är generella modeller som enbart ger riktlinjer om universella procenttal sällan lämpliga ur ett ekosystemperspektiv. Alla komponenter inom ekosystemet har inte samma anspråk och kunskapsbasen kring behoven varierar starkt mellan olika organismgrupper. Forskningen har en viktig roll att fylla för att utvärdera ekosystemets behov och vilka metoder som bäst kan möta dessa. Antagandet att effekterna på ekosystemet ökar med ökat vattenuttag eller ökad förändring av den naturliga vattenföringen är ändå rimligt i de flesta fall.

Återhämtning möjlig. Antagandet att vattendrag kan återhämta sig från mindre och kortvariga störningar kan anses rimligt. De flesta vattendrag, även i områden där vattentillgången vanligen är god, kan t.ex. drabbas av perioder med väldigt låga flöden. Det är däremot osäkert om vattendraget kan återhämta sig från störning som är permanent eller som i stor utsträckning förändrar viktiga funktioner, t.ex. en kraftigt förändrad vattenföringsregim. Vattendrag som tidigare varit utsatta för upprepade störningar kan också förlora förmågan till återhämtning. En annan viktig aspekt som påverkar återhämtningsförmågan är avrinningsområdets status. För att ett påverkat vattendrag ska kunna återhämta sig är det därför

viktigt att inte bara utveckla modeller för skötsel av själva vattendraget utan också beakta markanvändning inom avrinningsområdet. Då flödet i ett vattendrag miljöanpassas beror återhämtningsprocessen i hög grad på att det finns kvar områden från vilka organismer kan spridas till den del av vattendraget där vattenföringen miljöanpassats. Dessa områden kan t.ex. vara opåverkade biflöden eller delar av huvudfåran.

Upprätthållande av livsmiljön garanterar att arterna finns kvar. Många modeller för miljöanpassade flöden bygger på antagandet att det bästa sättet att upprätthålla den biologiska mångfalden i ett vattendrag är att bevara arternas hydrauliska livsmiljöer. Antagandet i sig är rimligt men modelleringen kräver stora kunskaper om de ingående arternas behov. Eftersom många arter använder olika livsmiljöer i olika livsstadier, och är beroende av födokällor som i sin tur har olika behov, blir komplexiteten snabbt modelleraren övermäktig.

Störningsdynamiken är viktig. Som tidigare nämnts ses en naturlig störningsregim av de flesta vattendragsforskare som den allra viktigaste strukturerande faktorn i rinnande vatten. Störningsregimen har en stor påverkan på biotiska interaktioner, t.ex. konkurrens mellan arter, men även på ekosystemfunktioner, som exempelvis produktion, andning och näringsflöden. Problemet är att kvantifiera hur mycket störningsregimen i ett vattendrag kan förändras utan att viktiga funktioner och processer förloras.

Flödet är viktigast. I de flesta modeller för miljöanpassade flöden tas endast hänsyn till själva flödet. Dock finns det andra strukturerande faktorer, såväl bland organismerna som inom den icke-levande miljön, som är viktiga för ekosystemet. Uppenbara faktorer i den icke-levande miljön är vattenkemi, temperatur och sedimenttransport vilka alla på olika sätt interagerar med flödesregimen. Det finns också en idé om att biotiska faktorer som konkurrens har olika stor betydelse i olika typer av vattendrag. Organismer i vattendrag i regioner med stora naturliga variationer i flöde använder mer energi för att överleva långa perioder av torka eller översvämning än organismer i vattendrag där flödet är stabilare och konkurrens blir en viktigare faktor. Att förändringar i flöde är en av de faktorer som haft störst påverkan på ekosystem i och längs vattendrag är dock ett rimligt antagande. Genom att utarbeta modeller för miljöanpassade flöden tas ett viktigt steg mot att förbättra den ekologiska statusen hos påverkade vattendrag eller förhindra att utnyttjande av resursen utarmar ekosystemet. Dock är det viktigt att känna till hur andra faktorer samverkar med flödesförändringar och vilken roll de spelar för ekosystemets status.

3.2 Utvecklingshistorik

Det finns drygt 200 olika modeller för att miljöanpassa flöden i reglerade vattendrag. Samtliga dessa modeller är internationella; Sverige svarar såvitt känt inte för en enda. Modellerna kan delas in i fyra huvudkategorier (Tharme 2003) som i princip avspeglar en historisk utveckling. Kategorierna är:

(1) Hydrologiskt baserade modeller som ofta bygger enbart på tabeller med flödesstatistik. Dessa modeller, som även kallas ”fasta procenttal” eller ”standardsättande”, förutsätter att det räcker att bevara en del av flödet för att upprätthålla en tillräcklig del av organismernas hydrauliska livsmiljöer. Med hjälp av sådana modeller försöker man ofta definiera minimiflöden för vattendrag. Upplösningen hos modellerna varierar, från att omfatta enstaka flödesvolymmer eller procentandelar av flödet, till att rymma volymer eller andelar av flera flöden. För att förbättra kvaliteten hos dessa definitioner används oftast experthjälp.

(2) Modeller för hydraulisk värdering som använder data från tvärsnittssektioner av fåran för att beskriva samband mellan fårans form och avrinningen, som t.ex. djup, tvärsnittsytta och längden på den vattentäckta delen av tvärsnittet (”wetted perimeter”). Dock saknar dessa modeller egentlig anknytning till organismers fysiska livsmiljö.

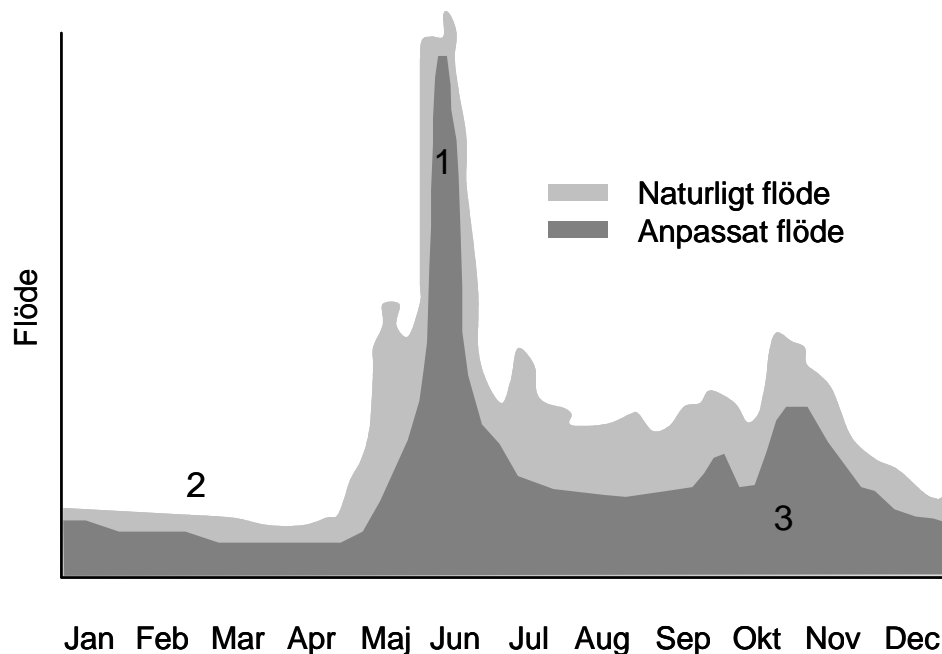
(3) Modeller för simulering av livsmiljöer kombinerar simulering av fårans hydraulik vid olika vattenföringar med data på vilka hydrauliska tillstånd som föredras av en eller flera viktiga organismer.

(4) Den sista kategorin brukar kallas holistiska modeller och har utvecklats under senare år, framförallt i Sydafrika och Australien. Dessa modeller är ofta mer idébaserade och integrerar alla viktiga komponenter i ekosystemet med flödets variation i tid och rum. Tanken bakom dessa modeller är att ekosystemen behöver en viss mängd vatten och en viss variation i vattenföringen för att kunna bestå, men att det vatten som rinner i systemet utöver detta kan nyttjas för exempelvis kraftproduktion och bevattning (Fig. 1). Termen holistisk innebär att företrädare för flera vetenskaper såsom hydrologi, hydraulik, fluvial geomorfologi, sedimentologi, vattenkemi, botanik, zoologi, sociologi, antropologi, folkhälsa, vattentillförsel och resursekonomi arbetar tillsammans med att utveckla modellerna. I termen inbegrips också att produkten blir bättre än summan av de enskilda komponenterna. Det flerdisciplinära angreppssättet har med andra ord synergistiska fördelar. Motivet för att engagera företrädare för många olika vetenskaper är att på ett genomgripande sätt förstå vattendraget och därigenom kunna göra förutsägelser om flödesrelaterade förändringar.

Utöver dessa kategorier finns ett antal andra angreppssätt och modeller som är mer specifika till sin natur. Modeller för att upprätthålla en fungerande strandzon är ett sådant exempel.

3.2 Beskrivning av metodologier för miljöanpassade flöden

Som tidigare nämnts finns många olika flödesmodeller av vilka en del har fått en vidare användning. I genomgången nedan presenteras kortfattat de vanligaste metodologierna, samt de som bäst anses kunna bemöta behovet av att miljöanpassa flödet ur ett ekosystemperspektiv.



Figur 1. Exempel på hur ett reducerat flöde kan anpassas för att upprätthålla viktiga ekosystemfunktioner. (1) Bibehållen men reducerad vårflod, (2) reducerat lägsta flöde under vinterhalvåret, (3) bibehållande av några av flödestopparna under hösten.

Olika författare kategoriserar modellerna olika (Dyson m.fl. 2003). Anledningen till detta torde vara att de delvis utvecklats ur varandra och inkorporerar delar av varandra vilket gör att tydliga gränser mellan olika kategorier kan vara svåra att sätta. Vi har dock valt att följa Tharmes (2003) kategorisering.

3.2.1 Hydrologiska modeller

Trettio procent av modellerna hör till denna kategori som därmed är störst (Tharme 2003). Tharme (2003) rapporterar 61 olika hydrologiska index och tekniker.

Tennant(Montana)-modellen räknas nu enligt Tharme (2003) som den allra mest använda. Den utarbetades i USA av Tennant (1976) och USFWS (US Fish and Wildlife Service) för att specificera minimiflöden. Detta gjordes genom att kalibrera data från hundratals vattendrag i den amerikanska mellanvästern. Visserligen ger modellen endast en procentstandard för flödet, men den utvecklades med hjälp av ett relativt brett underlag av data om livsmiljöer, hydraulik och biologi. Modellen presenteras i tabellform där olika andelar av årsmedelvattenföringen kopplas till olika ekologiska tillstånd under olika säsonger varefter ett minimiflöde rekommenderas. De ekologiska kategorierna sträcker sig från ”dålig eller minimal” vilket motsvarar 10 % av den årliga medelvattenföringen till ”optimal”, vilket motsvarar 60-100 % av densamma. Andra vanliga metoder är Q_{95} -indexet som anger det flöde som råder eller överskrids 95 % av tiden och Q_{90} -indexet som står för samma sak men för 90 % av tiden. $7Q_{10}$ -indexet anger det flöde som motsvarar eller överskrider ett lågflöde som varar sju dagar och har en periodicitet på tio år, och Q_{364} står för den naturliga vattenföring som överskrids 364 dagar per år (dvs. hela året sånär som på en-två dagar).

Dessa modeller är dåligt anpassade för att skapa den variabilitet i flödet som ekologer anser vara den viktigaste strukturerande faktorn i ekosystemet. Dock har det sedan tidigt 1990-tal utvecklats modeller som bättre tar hänsyn till sådana variationer, och dessa anses därför ha större ekologisk relevans. Ett exempel på en sådan modell är ”Range of VAriability” (RVA, Richter m.fl. 1996, 1997). Framförallt används en specifik del av programvaran till RVA, nämligen ”Indicators of Hydrologic Variability” (IHA). Denna programvara har använts i mer än 30 olika studier av miljöanpassade flöden i både USA, Canada och Sydafrika (Tharme 2003). Metoden karaktäriserar ekologiskt relevanta komponenter i flödesregimen och den naturliga omfattningen av hydrologisk variabilitet beskrivs genom 32 olika hydrologiska index (IHA) som tagits fram genom långa serier av vattenföringsdata. Dessa index grupperas sedan i fem olika kategorier av flödeskaraktäristik, såsom storlek, tidpunkt, frekvens och varaktighet och hur snabbt förändringar i flöde sker. Metoden syftar till att definiera provisoriska standarder som kan övervakas och modifieras över tiden. Än så länge finns det dock inte tillräckligt forskningsunderlag för att relatera flödesstatistiken till specifika komponenter i ekosystemet (Dyson m.fl. 2003).

Fördelarna med hydrologiska modeller är att de är relativt billiga att använda och inte särskilt datakrävande. För att inkorporera flödesvariabilitet i dessa modeller krävs dock relativt långa serier av vattenföringsdata.

3.2.2. Metodologier för hydraulisk värdering

Tharme (2003) presenterar 23 olika metodologier för hydraulisk värdering, vilket motsvarar ungefär 11 % av det totala antalet. Dessa modeller utvecklades framförallt under 1960- och 70-talen för att kunna föreslå flöden som skulle kunna upprätthålla ett ekonomiskt viktigt laxfiske i USA. Modellerna har under senare år mer och mer kommit att ersättas av mer sofistikerade modeller för simulering av livsmiljöer och ingår även som komponenter i holistiska metoder för miljöanpassade flöden.

Den idag vanligaste metodologin för hydraulisk värdering är ”Generic Wetted Perimeter” (Tharme 2003). Den utgår ifrån att vattendragets ekologiska integritet kan kopplas direkt till den vattentäckta delen av ett tvärsnitt av fåran (”wetted perimeter”), framförallt i snabbt strömmande sträckor eller andra ekologiskt viktiga livsmiljöer. Den förutsätter också att ett skydd av dessa livsmiljöer innebär att organismerna bevaras. Ett empiriskt eller beräknat flöde lägger grunden för att bevara livsmiljöer för fisklek eller maximal produktion av bottenlevande vatteninsekter (t.ex. Nelson 1980, Richardson 1986, Gippel & Stewardson 1998).

3.2.3. Modeller för simulering av livsmiljöer

Metodologier för simulering av livsmiljöer räknas till den näst vanligaste kategorin av modeller för miljöanpassade flöden, och utgör 28 % av det totala antalet. Många av dessa har dock använts enbart i enstaka fall. Den metodologi som blivit mest populär är ”Instream Flow Incremental Methodology”(IFIM). Den utvecklades av US Fish and Wildlife Service under senare delen av 1970-talet. Metoden kan närmast beskrivas som ett ramverk för att utvärdera effekter av förändrad vattenföringsregim på andelen tillgängliga livsmiljöer, oftast för enstaka arter eller grupper av arter. Ramverket består av fem olika faser: (1) probleminentifiering, (2) projektplanering och beskrivning av avrinningsområdet, (3) utveckling av modeller, (4) formulering och tester av olika scenarier, och (5) resultat från faserna 3 och 4 används i förhandlingar för att lösa de problem som identifierats i fas ett. I korthet kan själva modellerings- och scenariefaserna beskrivas som ett brett spektrum av hydrauliska modeller och modeller för simulering av livsmiljöer som integrerar flödesrelaterade förändringar i livsmiljöer med livsmiljökrav hos de ingående arterna. En av de mer kända och använda komponenterna i IFIM-metodologin är PHABSIM (”Physical Habitat Simulation Model”) som utvecklats för att matcha en organisms livsmiljöbehov under flera av dess livsstadier med flöden som täcker dessa behov. Metodologin används relativt ofta, framförallt för nordamerikanska vattendrag.

De modeller för simulering av livsmiljöer som ingår i IFIM designas ofta bara för enstaka arter, oftast fisk och i mindre utsträckning vatteninsekter. PHABSIM anses ha många begränsningar; resultaten kan vara svårtolkade (Gan & McMahon 1990) och den kan främst användas i mindre vattendrag eftersom den kräver mycket data vilket också gör den dyr (King & Tharme 1994, King & Louw 1998). Modellen behandlar främst minimiflöden och optimala flöden för vissa utvalda arter. Denna begränsning kan äventyra den biologiska mångfalden och de viktiga processerna i hela ekosystemet.

Trots sina begränsningar kan IFIM ses som en milstolpe i utvecklingen av metoder för miljöanpassade flöden, och detta tack vare att den är betydligt mer visionär i sin utformning än tidigare metodologier varit. Den har kritiserats just för att vara dyr och datakrävande och för att den inriktar sig enbart på enstaka arter eller i några få undantagsfall processer (exempelvis sedimenttransport) i systemet.

3.2.4. Holistiska metodologier

De tre tidigare nämnda metodologierna för miljöanpassade flöden kan alla bemötas med samma kritik, nämligen att de saknar relevanta kopplingar till hur hela ekosystemet ska upprätthållas. Det senare har blivit allt mer angeläget, inte minst som en följd av de politiska direktiv som allt fler länder har att förhålla sig till. Nödvändigheten av att sköta vattendrag ur ett holistiskt perspektiv har länge framförts av ekologer (Ward & Stanford 1987, Petts 1989, Hill m.fl. 1991) och ses nu av många som den viktigaste forskningsinriktningen inom fältet. Många forskare menar att det ur ett globalt perspektiv inte finns några konkurrerande paradigmer.

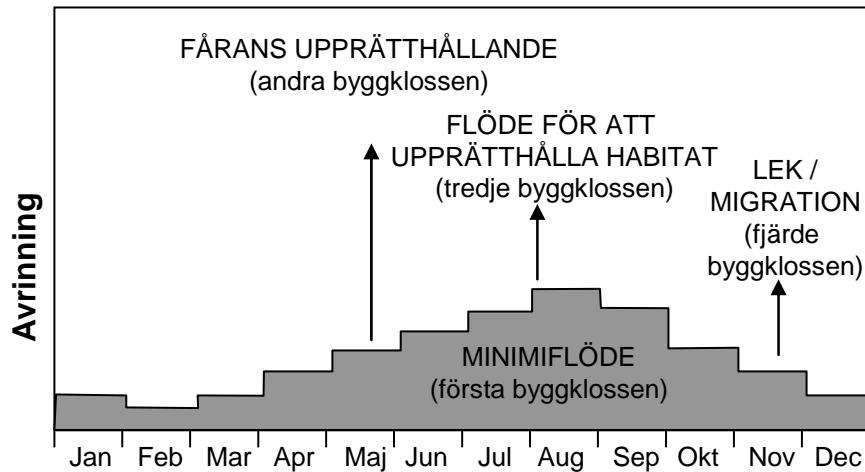
Holistiska modeller började utvecklas under 1990-talets första år och utgör nu ca 8 % av alla modeller (King m.fl. 2003, Tharme 2003). Alla holistiska modeller utgår ifrån att ekosystemet och flödet båda ska skötas på ett uthålligt sätt. Ekosystemet och flödet beskrivs i

modellerna med alla nödvändiga variabler med målet att inget viktigt ska utelämnas. Holistisk modellering kan beskrivas som en process där företrädare för olika discipliner inom akvatisk forskning kan integrera sina kunskaper och metoder för att gemensamt komma fram till en skötselplan för vattendraget. Australien, och kanske framförallt Sydafrika är föregångsländer för forskning och förverkligande av dessa metodologier. Båda dessa länder har ett klimat som starkt begränsar vattenresurserna, och tillgången på vatten varierar starkt med tiden. Australien överutnyttjar många av sina vattendrag och grundvattenresurser, framförallt genom att försörja ett relativt extensivt jordbruk. Detta leder till problem med fördelningen av vattnet i vattendragen, och även till problem med t.ex. försaltning och utarmning av de ekosystem som är beroende av vattnet. Sydafrika utvecklas både ekonomiskt och befolkningsmässigt och trycket på landets vattenresurser ökar ständigt. I situationer där tillgången på vattnet är en så starkt begränsande faktor för människors uppehälle blir det mycket tydligt att vattnet måste skötas på ett hållbart sätt. Parallellt med detta finns en medvetenhet om att det är viktigt att inte begå samma misstag som den industrialiserade världen med ekologiskt utarmade vattendrag som inte längre kan upprätthålla grundläggande ekosystemtjänster och att det därför är viktigt att även sköta ekosystemen på ett hållbart sätt. I dessa situationer var modeller som IFIM olämpliga av flera olika orsaker. Modellerna är data- och resurskrävande och appliceras därför framförallt på begränsade sträckor eller i mycket små vattendrag. I den sydafrikanska situationen arbetar man med att fördela vatten, ibland i hela avrinningsområden och data är ofta begränsade. Modellen är heller inte anpassad för att inbegripa hela ekosystemet.

Under de snart femton år som holistiska metodologier för miljöanpassade flöden har funnits har det skett en närmast explosionsartad utveckling. Flera av de modeller som nämns i litteraturen kan mest definieras som kortlivade övergångsfaser till förbättrade versioner. Flera av modellerna är också direkt anpassade till enstaka situationer, eller vattendrag. Speciellt i Australien har valet av modeller lika mycket grundats på politiska beslut som på vetenskap (Hughes 2003). Detta har lett till att många snarlika modeller utvecklats. Dock kan utvecklingen sägas ha gått från relativt löst sammansatta idémodeller till modeller med mer eller mindre kvantitativa och standardiserade redskap för att definiera flödesregimen för vattendraget. Två relativt distinkta grupper av modeller kan dock urskiljas: s.k. "bottom-up" och "top-down" modeller. I bottom-up-modellerna börjar man utan vatten och bygger sedan upp ett flöde med de flödesvariabler som anses viktiga för olika delar av ekosystemet. I top-down-modellerna skalar man i stället successivt ned flödet från en fritt strömmande situation, och definierar ekologiska scenarier för olika flödesregimer.

Bottom-up-modeller: Dessa modeller är de första av holistisk karaktär. Två metodologier utvecklades i princip parallellt i Australien och i Sydafrika, mycket tack vare ett bilateralt samarbete mellan forskare från dessa länder. Dessa är byggstensmetodologin ("Building Block Methodology", BBM, King & Tharme 1994, Tharme & King 1998, King & Louw 1998, King m.fl. 2000) i Sydafrika och den holistiska taktiken ("Holistic Approach", Arthington m.fl. 1992) i Australien. Båda dessa metodologier var från början löst sammansatta idémodeller, utvecklade under en rad workshops med olika forskare inblandade. De har sedan utvecklats parallellt i de båda länderna. Den holistiska taktiken har i sig själv inte fått någon vidare spridning utan kan snarast sägas representera idébasen för alla andra typer av holistiska modeller som utvecklats i Australien. Däremot har BBM fått stor spridning (Fig. 2).

I sin ursprungliga form har BBM applicerats på ca 15 olika vattendrag i Sydafrika och enstaka vattendrag i Australien och Swaziland. Modifierade former av modellen har tillämpats på ytterligare 33 sydafrikanska vattendrag (Tharme 2003). Faktum är att BBM är den ena av endast två modeller för miljöanpassade flöden som har en skriven manual (den andra är IFIM). BBM är en bottom-up-modell där ett flöde modelleras fram successivt från ett nollalternativ genom att flöden för specifika ändamål adderas över tiden. Modellen byggs upp med hjälp av



Figur 2. Ett hypotetiskt exempel på hur flödet byggs upp med olika byggstenar i BBM (Building Block Methodology). Figuren modifierad efter King & Louw (1998).

en expertpanel, i idealsituationen med företrädare för alla inbegripna vetenskaper. Den första byggklossen består av att definiera ett miniflöde för vattendraget. Den andra byggklossen som adderas är flöden för att upprätthålla geomorfologiska processer och fårans struktur. Därefter adderas flöden för att tillgodose livsmiljöbehov, reproduktionsbehov och spridningsbehov för akvatisk vegetation, strandvegetation, vattenlevande ryggradslösa djur och fiskar. Den vetenskapliga grunden för olika antaganden kan variera kraftigt i kvalitet, från antaganden gjorda efter fältbesök till mer detaljerade studier över flödesbehovet hos så många ekosystemkomponenter som möjligt. Modellerna har med tiden utvecklats till att även innefatta organismer som är mer indirekt knutna till vattendraget, t.ex. fåglar, och även viktiga ekologiska processer som näringsutbyte mellan fåran och stranden och ekologiska samband mellan vattendraget och kustvattnen. Även om bottom-up-modellerna bygger upp flödet från en nollsituation är det viktigt att ha tillgång till historiska data på avrinning för att förstå i vilken grad vattenföringsregimen förändrats, och vilka konsekvenser detta haft på systemet. Därför är hydrologiska modeller med dagliga data över avrinning viktiga delkomponenter.

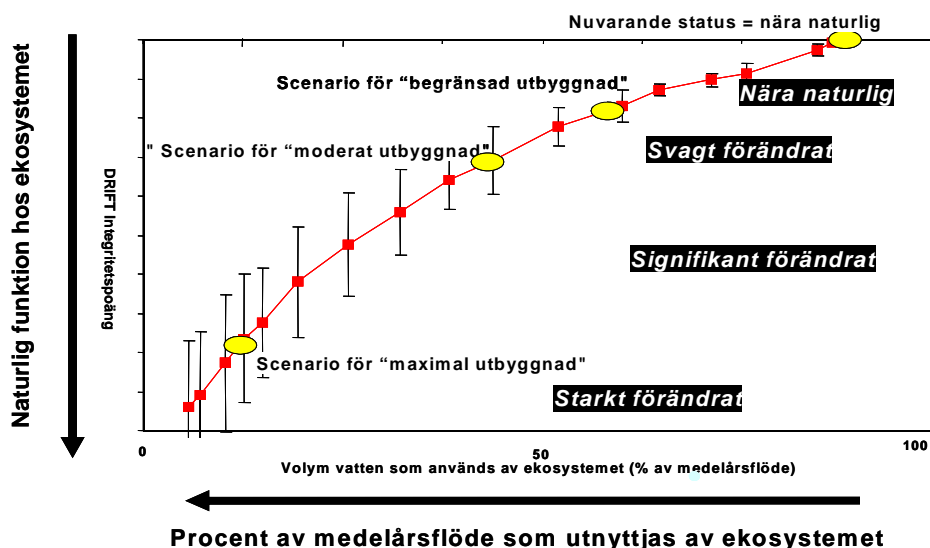
En svaghet hos bottom-up-metodologierna är att kvaliteten på bedömningarna av flödesbehov för olika ekosystemkomponenter kan variera starkt. Både hydraulisk värdering och livsmiljömodellering kan utgöra en grund för att bestämma flödesbehov för vattenorganismer, framförallt fisk och akvatiska ryggradslösa djur. För andra aspekter, som flödesbehov för upprätthållande av geomorfologi, näringsutbyte och i viss mån även icke-akvatiska organismer saknas funktionella kvantitativa modeller. Bedömningarna blir därför mer kvalitativa. Modellerna utvecklas dock till att bli allt mer kvantitativa i takt med att kunskapen om flödesbehov för de olika delarna av ekosystemet växer. En effekt av denna ökade kunskap är att det flöde som anses nödvändigt för att upprätthålla ekosystemet hamnar allt närmare ett opåverkat flöde. Ur ett ekosystemperspektiv är detta naturligtvis bra, men det ställer planerare och beslutsfattare inför ett dilemma; utrymmet att utnyttja vatten för mänskliga ändamål begränsas. För att kunna svara på frågan hur mycket vatten ett vattendrag behöver (Richter 1997) behöver vi definiera vilken typ av vattendrag vi vill ha. Bottom-up-modellerna är inte utformade för att klart definiera målsättningar med miljöanpassade flöden. De mål som formuleras är ofta ganska vaga, i likhet med de mål som formuleras i många politiska direktiv och miljömål. Mål som en önskad framtida ”god ekologisk status” eller ”maximerad miljövinst” översätts inte så lätt till mätbara, kvantitativa mål.

Av två anledningar är det viktigt att vara tydlig med vilka mål man vill uppnå och att göra dessa mål kvantifierbara. Den första anledningen är att kunna presentera flödesscenarier som kan få en bred acceptans i samhället. Beslutsfattare och allmänhet måste kunna ta ställning

till hur vattnet ska fördelas genom att se kostnader (minskad volym vatten för mänskliga ändamål) och vinster (ett hälsosammare ekosystem) relaterade till varandra. Den andra anledningen är att kunna utvärdera effekterna av det miljöanpassade flödet. För att veta om metoderna har önskad effekt är det viktigt att ha kvantifierbara ekosystemindikatorer som artrikedom, artsammansättning och ekosystemfunktioner (t.ex. produktivitet).

Top-down metodologier: Top-down-metodologierna bemöter problemet med kvantifierbara mål genom att producera ett antal scenarier för ekosystemets status kopplade till grader av avvikelse från en naturlig vattenföring. I en utvecklad metod av BBM som kallas DRIFT (Downstream flow Response to Imposed Flow Transformation, King m.fl. 2003) har man inkorporerat möjligheten att skapa olika scenarier för ekosystemet kopplade till olika flödesregimer. Expertpanelen graderar avvikelser från en önskvärd situation. Detta underlag används sedan för att räkna ut en integritetspoäng för vattendraget (Fig. 3). I dessa scenarier ingår även socioekonomiska aspekter för lokalbefolkningen och resursekonomi (t.ex. utkomst från fiske). Till varje scenario läggs makroekonomiska aspekter, t.ex. konsekvenser för energiproduktion. Tillsammans ger detta ett politiskt beslutsunderlag. En aspekt som får allt mer utrymme i holistisk modellering är allmänhetens medverkan i beslutsprocessen för att skapa acceptans för flödesmodellerna.

En top-down-metod som utvecklats i Australien är måttstocksmodellin ("Benchmarking Methodology", DNR 1998). Metodologin kan närmast beskrivas som en riskanalysmodell. Den har främst använts i situationer där man velat göra en snabb analys av hur en framtida reglering skulle påverka ett vattendrag. I metodologin produceras ett antal olika flödesregimer där avvikelser från ett naturligt flöde kvantifieras. Genom att jämföra dessa föreslagna regimer med vattendrag som redan har liknande avvikelser från flödet kan man få en uppfattning om hur olika komponenter av ekosystemet påverkas (härav ordet måttstock). De flesta holistiska metodologier är utvecklade för att användas vid en framtida reglering av vattendraget, men kan i modifierad form användas även för att restaurera flöden i redan



Figur 3. Olika utbyggnadsscenarier baserade på de integritetspoäng som framarbetats i DRIFT-modellen. Denna modell är framtagen för planerade utbyggnader men kan även anpassas till att användas för restaurering av redan påverkade vattendrag. Bilden har modifierats efter en presentation av Jackie King under symposiet "2nd International Symposium on Riverine Landscapes" i Bredsel, Norrbotten, 2004.

påverkade vattendrag. En metodologi som mer direkt utvecklats för restaurering är flödesrestaureringsmetodologin ("Flow Restoration Methodology", FLOWRESM, Arthington m.fl. 2000, Arthington & Pusey 2003). Den utvecklades efter en studie i Brisbane-floden, Queensland, Australien, för att specifikt bemöta behovet av att miljöanpassa flödet i vattendrag som är degraderade med en lång historia av flödesreglering. Tyngdpunkten i modellen läggs på att identifiera vilka viktiga aspekter av flödet som gått förlorade och behöver återinföras med vattenföringsregimen.

4. Vad pågår idag?

Tharme (2003) ser det som ett globalt fenomen att (minst) två olika nivåer används när miljöanpassning av flöden behovsprövas och realiseras. Den ena nivån är rekognosceringsnivån som representerar större rumsliga skalor som hela avrinningsområden eller t.o.m. länder. Den andra nivån är mer omfattande och används på enskilda vattendrag eller delar av vattendrag där antingen tillgången på data är god eller specifika behov kan identifieras. På rekognosceringsnivån används främst hydrologiska metoder eftersom dessa är relativt enkla att tillämpa. De hydrologiska metodologier som inkorporerar variabilitet i flödet (t.ex. RVA, Richter m.fl. 1996) är lämpligare från ekosystemsypunkt än de metoder som rutinmässigt används i flera länder för att ta fram exempelvis minimiflöden (t.ex. Tennantmetoden, Tennant 1976). Det beror på att de inte enbart inriktar sig på vattenmiljön utan även beaktar strandens behov.

Utvecklingen har modellerna har följt två olika linjer. På norra halvklotet (främst USA och Europa) används framförallt modeller för livsmiljösimulering. Dessa modeller utvecklas till att bli allt mer avancerade, med modellering i flera dimensioner och användning av GIS (Tharme 2003). Incitamentet för att miljöanpassa flöden är dock fortfarande starkt färgat av behoven för fisk. På södra halvklotet (med Australien och Sydafrika i spetsen) används mer holistiska modeller. Utvecklingen har här varit snabb och är lite svår att överblicka. Dock anses DRIFT (King m.fl. 2003) och Benchmarking som de mest avancerade metodologierna för miljöanpassade flöden. En bidragande orsak till detta är att den produkt dessa metodologier presenterar är scenarier som kan användas i förhandlingar för framtida skötselplaner.

Arthington m.fl. (1998a) presenterar ett ramverk för bästa tillvägagångssättet för att utarbeta holistiska miljöanpassade flöden. Detta ramverk inbegriper sammanställningar av avrinningsområdets karakteristika (hydrologi, geomorfologi och biologi) och påverkan från vattenreglering samt besök i fält. På basis av detta ger ett team av expertföreträdare preliminära kvalitativa rekommendationer om flöde. På detta följer sedan en process där flödesrekommendationerna blir allt mer kvantitativa och några optimala scenarier väljs ut som modelleringsunderlag. Till dessa modeller läggs sociala och ekonomiska bedömningsgrunder, och rekommendationer ges utifrån det mest optimala scenariot. Effekterna av den genomförda flödesregimen övervakas och utvärderas kontinuerligt. Resultatet av dessa utvärderingar utgör grunden för rekommendationer om förändringar i flödesregimen. Processen inbegriper ett antal workshops och rapporter som lämnas för oberoende granskning.

Vilka metoder för miljöanpassade flöden som är mest användbara varierar sannolikt från fall till fall beroende på påverkanstyp och påverkansgrad, tillgång på data, ekonomiska förutsättningar och den rumsliga omfattningen (enskild sträcka, helt vattendrag, eller hela avrinningsområden). Inom forskarvärlden växer dock intresset för holistiska metoder för miljöanpassade flöden. Många anser att dessa modeller är mest lämpade att möta de krav som ställs på att sköta vattendrag på ett ekologiskt hållbart sätt.

5. Generella behov av framtida forskning

Användning av miljöanpassade flöden som en metod för att lindra negativa effekter som vattenutnyttjande kan ha på vattendragsekosystem blir allt vanligare globalt (Tharme 2003). Kunskapen ökar successivt om vilka flödesbehov olika organismer har och hur viktiga flödesberoende processer kan upprätthållas. Detta gör att redskapen ständigt förfinas och förbättras. Schofield m.fl. (2003) påpekar dock att kunskapen om miljöanpassade flöden visserligen utvecklats, men att det fortfarande finns betydande kunskapsluckor. De har sammanställt några mer generella luckor som gäller för arbetet med miljöanpassade flöden i Australien (och andra vattenfattiga områden). Behovet av rinnande vatten för att upprätthålla ekosystemen i flodmynningar är en sådan lucka. I Sydafrika har man övervakat ett antal flodmynningar under tio års tid för att utvärdera deras behov av sötvattenstillförsel. Man fann att det var svårt att dra generella slutsatser som kunde appliceras på flera vattendrag. Resultatet berodde mycket på faktorer som hur skyddad mynningen var från havsvågors påverkan och hur mycket sediment som vattendraget transporterade. Våtmarker är ett annat system som är starkt beroende av flödet i vattendragen, men kunskapen om hur detta behov ser ut är fortfarande begränsad liksom sambanden mellan flöde och grundvattenberoende ekosystem (t.ex. strandskogar och hyporheiska system).

På uppdrag av det australiensiska miljödepartementet presenterade Arthington m.fl. (1998b) en gedigen sammanställning över behov av forskning och utveckling om miljöanpassade flöden för australiensiska förhållanden. Mycket av det som identifieras är allmänna kunskapsluckor och faktorer som är relevanta även för svenska förhållanden.

Befintlig kunskap om hur flödet påverkar geomorfologin i ett vattendrag gäller främst den storskaliga dynamiken i vattendraget, dvs. hur stora (extrema) flöden (s.k. flushing flows) påverkar och förändrar fårans form. Mindre och medelstora flöden är dock också viktiga för att upprätthålla geomorfologiska processer i vattendraget, men här är sambanden mindre kända och mer forskning behövs (Arthington m.fl. 1998b).

För strandvegetation och våtmarker efterfrågas:

(1) en sammanställning av befintlig information om enskilda arters livsmiljöbehov och flödesbegränsningar,

(2) ökad kunskap om hur och när flödesförändringar inträffar, med vilken frekvens de inträffar, hur länge översvämnings- respektive torrperioder varar, hur snabbt förändringarna sker och hur de påverkar vegetationen,

(3) ökad kunskap om hur effektiva miljöanpassade flöden är på stränder där en befintlig störning, som t.ex. bete eller röjning, redan förändrat vegetationen (Arthington m.fl. 1998b).

Flödesbehovet för fisk och akvatiska ryggradslösa djur är det område där mest kunskap finns samlad, men det är främst kommersiellt viktiga fiskarter och deras födoresurser som stått i fokus. För dessa organismgrupper gäller det att bredda fokus till att omfatta alla arter i systemet (Arthington m.fl. 1998b). En annan viktig lucka är vetenskaplig uppföljning av de miljöanpassade flöden som redan har införts.

6. Miljöanpassade flöden i Sverige: behov och möjligheter

Låt oss slutligen komma till den oundvikliga frågan om hur den internationella kunskapen om miljöanpassade flöden kan appliceras på svenska förhållanden. Vilka är behoven och möjligheterna när det gäller miljöanpassade flöden och var behövs ytterligare forskning? Behoven styrs närmast av EUs vatten- och mångfaldsdirektiv samt de svenska, nationella miljömålen. Som dessa riktlinjer formulerats är det ingen tvekan om att förbättringar måste göras. Den svåra frågan är vilka möjligheter som finns att uppnå positiva resultat med miljöanpassning av flöden.

Inledningsvis kan konstateras att Sverige är ett land med nederbördsförsörjt jordbruk och goda grundvattentillgångar. De vattenuttag som görs från vattendragen är därför relativt begränsade och inga vattensystem torkar ut innan de når kusten. Däremot kan små bäckar torka ut lättare idag än tidigare på grund av att de dikats och rätats och därmed fått en försämrade vattenhushållning. På samma sätt har större vattendrag som kanaliseras, t.ex. för flottningsändamål, fått en sämre vattenhållande förmåga. I sådana fall kan mer vatten hållas kvar i vattendragen och flöden göras mer naturliga genom att fårans struktur restaureras. En sådan restaurering innebär att vattendragen återförs i sina ursprungliga lopp, att hinder såsom dammar och stenkistor tas bort, att kanaler läggs igen, och att bottentopografin görs mer ojämn. Förutom en bättre vattenhushållning antas sådan verksamhet ge viktiga ekologiska effekter, med positiv utveckling av exempelvis biologisk mångfald och produktionsförhållanden (Nilsson m.fl. 2005).

Även om restaurering av den fysiska miljön kan påverka vattenhushållningen beror de mer påtagliga avvikelserna från normala flödesvariationer nästan helt på reglering vid större dammar. Kan sådana regleringsrutiner ändras så att flödet blir mer miljöanpassat? Svaret är ja, men miljönyttan är avhängig av vilken typ av reglerat vattendrag som avses. I princip kan man tänka sig tre huvudtyper.

- (1) Torrlagda sektioner av vattendrag – vanligen i anslutning till tunnlar eller kanaler. Vattendraget för i normalfallet enbart smältvatten eller i nedre delarna vatten från något biflöde som mynnar på sträckan. Ibland används sådana vattendrag för katastrofåvårdning om exempelvis ett kraftverk behöver stängas.
- (2) Minimitappade vattendrag – vanligen i anslutning till tunnlar där merparten av vattnet går. Förutom under snösmältningen för vattendraget endast en bråkdel av sin ursprungliga vattenföring. Vissa minimitappade vattendrag har enbart sommartappning, andra har vatten hela året men något mera sommartid. Katastrofåvårdning förekommer. I en del minimitappade vattendrag har tvärgående trösklar byggts för att hålla kvar en större vattenvolym i fåran.
- (3) Reglerade vatten där allt vatten går i huvudfåran. Denna typ kan i sin tur delas in i två grupper: (a) vattendrag med utbyggda fallsträckor (dvs. forsar), och (b) helt avtrappade vattendrag, dvs. inga utbyggda fallhöjder återstår utan vattendraget består av en serie magasin.

Vattenmängden är viktig. De största miljövinster med anpassade flöden kan därför uppnås i de vattendrag som behåller sin ursprungliga medelvattenföring (kategori 3). I ett internationellt perspektiv är det nästan uteslutande vattendrag av kategori 3a som står i fokus för försök med miljöanpassade flöden. Typfallet är ett vattendrag som har ett stort magasin i övre loppet men inga eller endast få dammar nerströms. Högvatten har reducerats och flödet är jämnare över året. I Sverige är dock sådana vattendrag inte särskilt vanliga. De flesta svenska vattendrag inom kategori 3a är relativt små med blygsam reglering. Större reglerade vattendrag är oftast så gott som helt utbyggda med serier av magasin och få eller inga kvarvarande strömsträckor. För de undantag som finns kan dock anpassning av flöden ge värdefulla miljövinster. Ett exempel är små vattendrag som har minikraftverk med fasta skovlar och intermitterant körning. Variationerna mellan drift och driftstopp i sådana kraftverk kan under vissa förhållanden bli mycket frekventa vilket innebär betydande stress för ekosystemet. Här skulle rörliga skovlar som medger kontinuerlig drift oavsett vattenföring innebära en stor förbättring. Ett annat exempel är det fåtal utbyggda sträckor som finns i vissa vattendrag med stor regleringskapacitet. Ett välkänt exempel är den s.k. Mellanljusnan i Ljusnan. Här skulle miljövinster kunna skapas genom naturalisering av vattenföringen med högre vårflöden och lägre vinterflöden och så små variationer som möjligt under dygnet.

Även i stora, helt avtrappade älvar kan vattenregimen ändras mot miljöanpassning. Det handlar då om att omreglera årsmagasin så att de får en mer naturenlig vattenståndsrytm. Vår

forskargrupp (Nilsson 1996) gjorde ett sådant förslag för Rusforsmagasinet i Umeälven. Detta magasin används som årsmagasin men är samtidigt korttidsreglerat. Regleringsstranden har en yta av 10,2 km² men endast 0,4 km² av denna yta har påtaglig vegetation. 5,9 km² av den nakna strandjorden är tillräckligt finkornig för att kunna ha vegetation. Vi föreslog omregleringar som skulle innebära att 24 respektive 33 % av hela strandytan skulle få vegetation. Dessa anpassningar skulle ha kostat ungefär 1 respektive 2 % av de sammanlagda intäkterna från kraftverken i Grundfors och Rusfors under ett år (Östberg & Jönsson 1994). Någon omreglering genomfördes dock aldrig.

Minimitappade vattendrag (kategori 2) kan tillföras miljövärden om principen med en eller några få konstanta flöden överges till förmån för ett naturligt varierande flöde. En sådan förändring skulle kräva mer av dammoperatören men fordrar ingen förändring av årsvattenföringen. En naturalisering av flödet återskapar inte ursprungliga naturvärden (från tiden före regleringen) i minimitappade sträckor men skulle leda till en förbättring jämfört med nuvarande tappningsrutiner. Helt stabila flöden under långa perioder är nämligen till nackdel för ekologiska samhällen.

I torrlagda vattendrag (kategori 1) kan givetvis också naturvärden skapas om en miljöanpassad (minimi)tappning skulle införas. Här handlar det mycket mindre om att återskapa än att nyskapa värden. En torrläggning av ett vatten kan inte göras ogjord och det är omöjligt att få tillbaka de förhållanden som rådde före torrläggningen. En vattenförande fåra har dock alltid högre naturvärden och större ekologisk betydelse än en torrfåra.

För att det ska vara riktigt meningsfullt att till Sverige införa de ekosystemomfattande metodologier för miljöanpassade flöden som använts internationellt krävs en del forskning. De metodologier som arbetats fram gäller som nämnts i huvudsak tämligen torra områden (Australien, Sydafrika). En första uppgift skulle vara att försöka omarbete sådana metodologier så att de bättre anpassas till Sveriges mer vattenrika förhållanden där stora översvämningar kan vara ett större problem än långa torrperioder.

En annan uppenbar forskningsuppgift (i ett nästa steg) vore att tillämpa miljöanpassning av flöden i en realsituation och att följa upp effekterna noggrant och under flera år. Sådan forskning bör ske i nära samarbete med dammoperatören. På detta sätt kan metoderna utvärderas och det ges också möjlighet att modifiera dem för att det vatten som släpps ska kunna göra optimal nytta (s.k. adaptiv restaurering). På grund av vetenskapens krav på upprepning borde sådana experiment göras samtidigt i flera vattensystem, men enstaka försök kan också ge användbara resultat. Försöken kan göras i såväl stora som små vattendrag och såväl mer lokalt (t.ex. nedströms ett enstaka kraftverk) som längs långa sträckor av vattendraget.

Praktisk tillämpning av miljöanpassade flöden bör ta fasta på olika egenskaper hos flödet, exempelvis magnitud, frekvens och varaktighet hos översvämningar (eller lågvattensituationer) och samtidigt följa upp responsen både hos den icke-levande miljön och bland olika organismer. En vanlig följd av reglering är att den lokala biologiska mångfalden reduceras. Vid en realisering av miljöanpassade flöden bör därför möjligheten utnyttjas att jämföra spontan invandring av arter med utvecklingen av samhällen med införda organismer. Om helt spontan invandring av organismer tillåts finns nämligen risken för utveckling av nya samhällen som kanske har mindre prioritet från naturvårdssynpunkt.

En ytterligare nivå på vattendragsrestaurering med hjälp av miljöanpassade flöden är att kombinera flödesanpassning med restaurering av fysiska strukturer. Ett tidigare flottningskanaliserat och reglerat vattendrag kan på så sätt förbättras mer än vad som skulle åstadkommit enbart med den ena eller andra åtgärden. Även vid sådana försök är det viktigt att göra vetenskapliga uppföljningar för att kunna dokumentera åtgärdens resultat och samtidigt ha möjlighet till metodutveckling.

Referenser

- Arthington, A. H., Brizga, S. O., Choy, S. C., Kennard, M. J., Mackay, S. J., McCosker, R. O., Ruffini, J. L. & Zalucki, J. M. 2000. Environmental flow requirements of the Brisbane River downstream of the Wivenhoe Dam. South East Queensland Water Corporation, and Centre for Catchment and Instream Research, Griffith University: Brisbane, Australien.
- Arthington, A. H., Brizga, S. O. & Kennard, M. J. 1998a. Comparative evaluation of environmental flow assessment techniques: best practice framework. LWRDC (Land and Water Resources Research and Development Corporation). Occasional Paper 25/98.
- Arthington, A. H., Pusey, B. J., Brizga, S. O., McCosker, R. O., Bunn, S. E. & Growns, I. O. 1998b. Comparative evaluation of environmental flow assessment techniques: R&D Requirements. LWRDC (Land and Water Resources Research and Development Corporation). Occasional Paper 24/98.
- Arthington, A. H. & Pusey, B. J. 2003. Flow restoration and protection in Australian rivers. *River Research and Applications* **19**:377-395.
- Brizga, S. A., Arthington, A. H., Choy, S. J., Kennard, M. J., Mackay, S. J., Pusey, B. J. & Werren, G. L. 2002. Benchmarking, a "top-down" methodology for assessing environmental flows in Australian rivers. Proceedings of the International Conference on Environmental Flows for River Systems. 3-8 March, Cape Town, Sydafrika.
- DNR (Department of Natural Resources) 1998. Fitzroy Basin. *Water allocation and management planning: information paper*. State of Queensland, Department of Natural Resources. Brisbane, Australien.
- Dudgeon, D. 2000. Large scale hydrological changes in tropical Asia: prospects for riverine diversity. *BioScience* **50**:793-806.
- Dyson, M., Bergkamp, G. & Scanlon, J. (red.) 2003. *Flow: the essentials of environmental flows*. IUCN. Gland, Schweiz & Cambridge, Storbritannien.
- EC 2000. Water Framework Directive (*Directive 2000/60/EEC of 23 December 2000 establishing a framework for community action in the field of water policy*). Europaparlamentet, Belgien.
- FN 1992. Förenta Nationernas konferens om miljö och utveckling. Rio de Janeiro 3-14 juni 1992.
- Gan, K. C. & McMahon, T. A. 1990. *Comparison of two computer models for assessing environmental flow requirements*. Centre for Environmental Applied Hydrology Report. University of Melbourne, Victoria, Australien.
- Gippel, C. J. & Stewardson, M. J. 1998. Use of wetted perimeter in defining minimum environmental flows. *Regulated Rivers: Research and Management*, **14**:53-67.
- Gleick, P. H. 2003. Global freshwater resources: soft-path solutions for the 21st century. *Science* **203**:1524-1528.
- Hill, M., Platts, W. S. & Beschta, R. L. m.fl. 1991. Ecological and geomorphological concepts for instream and out-of-channel requirements. *Rivers* **2**:198-210.
- Hughes, F. M. R. & Rood, S. B. 2003. Allocation of river flows for restoration of floodplain forest ecosystems: a review of approaches and their applicability in Europe. *Environmental Management* **32**:12-33.
- Junk, W. J., Bayley, P. B. & Sparks, R. E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems *Canadian Special Publication in Fisheries and Aquatic Sciences* **106**:110-127.
- King, J., Brown, C. & Sabet, H. 2003. A scenario based holistic approach to environmental flow assessments for rivers. *River Research and Applications* **19**:619-939.
- King, J. M. & Louw, M. D. 1998. Instream flow assessment for regulated rivers in South Africa using the building block methodology. *Aquatic Ecosystem Health and Management* **1**:109-124.

- King, J. M. & Tharme, R. E. 1994. Assessment of the instream flow incremental methodology and initial development of alternative instream flow methodologies for South Africa. *Water Research, Commission Report Nr 295/1/94*. Water Research Commission: Pretoria, Sydafrika.
- King J. M., Tharme, R. E. & Brown, C. A. 1999. Definition and implementation of instream flows. *Thematic report for the World Commission on Dams*. Southern Waters Ecological Research and Counseling. Cape Town, Sydafrika.
- King, J. M., Tharme, R. E. & De Villiers, M. m.fl. (red.) 2000. Environmental flow assessment for rivers: manual for the building block methodology. *Water Research Commission Report nr TT131/00*. Water Research Commission, Pretoria, Sydafrika.
- Nelson, F. A. 1980. Evaluation of selected instream flow methods in Montana. *Proceedings of the Annual Conference on of the Western Association of Fish and Wildlife Agencies*. pp. 412-432.
- Nilsson, C. 1996. Omreglering av vattenståndet i Rusförmagasinet: förutsägelse av effekter på vegetation. Institutionen för ekologisk botanik, Umeå universitet, Umeå.
- Nilsson, C., Lepori, F., Malmqvist, B., Törnlund, E., Hjerdt, N., Helfield, J. M., Palm, D., Östergren, J., Jansson, R., Brännäs, E. & Lundqvist, H. 2005. Forecasting environmental responses to restoration of rivers used as log floatways: an interdisciplinary challenge. *Ecosystems* **8**: 779-800.
- Petts, G. E. 1989. Perspectives for ecological management of regulated rivers. I *Alternatives in regulated river management*. Gore, J. A. & Petts, G. E. (red.). CRC Press, Boca Raton, Florida, USA. pp. 3-24.
- Poff, N. L., Allan, J. D., Bain, M. B., Karr, J. R., Prestergaard, K. L., Richter, B. D., Sparks, R. E. & Stromberg, J. 1997. The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration. *BioScience* **47**:769-784.
- Postel, S. & Richter, B. 2003. *Rivers for life: managing water for people and nature*. Island Press, Washington, D.C., USA.
- Postel, S. L., Daily, G. C. & Ehrlich, P. R. 1996. Human appropriation of available fresh water. *Science* **271**:785-788.
- Pringle, C. M., Freeman, M. C. & Freeman, B. J. 2000. Regional effects of hydrologic alterations on riverine macrobiota in the New World: tropical – temperate comparisons. *BioScience* **50**:807-823.
- Puckridge, J. T., Sheldon, F., Walker, K. F. & Boulton, A. J. 1998. Flow variability and the ecology of large rivers. *Marine and Freshwater Research* **49**:55-72.
- Richardson, B. A. 1986. Evaluation of instream flow methodologies for freshwater fish in New South Wales. I *Stream protection: the management of rivers for instream users*. Campbell, I. C. (red.), Walter Studies Centre: Chisholm Institute of Technology, Australien. pp. 143-167.
- Richter, B. & Postel, S. 2004. Saving earth's rivers. *Issues in Science and Technology* **20**:31-36.
- Richter, B. D., Baumgartner, J. V., Powell, J. & Braun, D. P. 1996. A method for assessing hydrological alterations within ecosystems. *Conservation Biology* **10**:1163-1174.
- Richter, B. D., Baumgartner, J. V., Wigington, R. & Braun, D. P. 1997. How much water does a river need? *Freshwater Biology* **37**:231-249.
- Rosenberg, D. M., McCully, P., Pringle, C. M. 2000. Global-scale environmental effects of hydrological alterations: introduction. *BioScience* **50**:746-751.
- Schofield, N., Burt, A. & Connell, D. 2003. Environmental water allocation: principles, practices, policies, progress and prospects. *Land & Water Australia*, Canberra Publishing & Printing, Canberra, Australien.
- Tennant, D. L. 1976. Instream flow regimens for fish, wildlife, recreation and related environmental recourses. *Fisheries* **1**:6-10.

- Tharme, R. E. 2003. A global perspective on environmental flow assessment: emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers. *River Research and Applications* **19**:397-441.
- Tharme, R. E. & King, J. M. 1998. Development of the building block methodology for instream flow assessments, and supporting research on the effects of different magnitude flows on riverine ecosystems. *Water Research Commission Report No. 576/1/98*.
- Ward, J. A. & Stanford, J. A. 1987. The ecology of regulated streams: past accomplishments and future research. I *Regulated streams: advances in ecology*, Craig, J. F. & Kemper, J. B. (red.). Plenum Press, New York, USA. pp. 391-409.
- Östberg, J. & Jönsson, B. 1994. Miljöanpassad körning av Rusfors magasin. Vattenfall Utveckling AB, Rapport nr VU-H 94:F1. Älvkarleby.