

Ekosystemtjänstkartläggning av miljöanpassad vattenreglering



Utgiven av:

Vattenmyndigheterna i samverkan

Författare:

Lo Persson, Douglas Jones & Leonard Sandin, SLU
Aqua.

Länsstyrelsen Norrbottens län
971 86 Luleå
Telefon 010-225 50 00

Länsstyrelsen Västernorrlands län
871 86 Härnösand
Telefon 0611-34 90 00

Länsstyrelsen Västmanlands län
721 86 Västerås
Telefon 010-224 90 00

Länsstyrelsen Kalmar län
391 86 Kalmar
Telefon 010-223 80 00

Länsstyrelsen Västra Götalands län
403 40 Göteborg
Telefon 010-224 40 00

Hemsida www.vattenmyndigheterna.se

Förord

Denna rapport har tagits fram tillsammans med Havs- och vattenmyndigheten i ett tvådelat projekt under 2018–2019. I rapporten redovisas en undersökning av möjligheterna att använda en ekosystemtjänstansats för att bedöma miljöeffekter av en miljöanpassad flödesreglering. En ansats har även gjorts för att se hur relevanta ekosystemtjänster påverkas av förändrade flöden. Rapporten har ett naturvetenskapligt perspektiv och är utförd av Lo Persson, Douglas Jones och Leonard Sandin på SLU Aqua. Projektets andra rapport har också använt en ekosystemtjänstansats för att kartlägga samhällsekonomiska värden av en miljöanpassad flödesreglering. Se rapporten ”Förändrad tillgång till och värde på ekosystemtjänster vid anpassad flödesreglering” på Havs- och vattenmyndighetens webbplats, www.havochvatten.se. Båda projekten har varit begränsade i sin karaktär och huvudsakligen utgått från befintliga studier och underlag.

Åtgärder för att nå god status i reglerade vattendrag är ett prioriterat område inom vattenförvaltningen. Sedan flera år används en ekosystemtjänstansats inom det svenska miljömålsarbetet. Sådana krav finns dock inte i ramdirektivet för vatten eller i vattenförvaltningsförordningen. I detta projekt var syftet att undersöka vad en ekosystemtjänstansats kan tillföra för beskrivningen och analysen av de värden som uppstår vid en mer anpassad flödesreglering.

Introduktion

Man har länge diskuterat behovet av miljöanpassade flöden för att upprätthålla viktiga ekologiska funktioner. Enligt Brisbane Deklarationen från 2007 och en uppdatering av densamma 2018, är ett miljöanpassat flöde ”Ett flöde som speglar den magnitud, timing och kvaliteten av vattenflöde och nivåer i sötvatten som behövs för att upprätthålla akvatiska ekosystem och de mänskliga kulturerna, ekonomier, hållbara försörjningsförhållanden och välmående som beror av dessa” (fritt översatt från Arthington m.fl. 2010 och 2018). Detta innebär att man låter den reglerade flödesregimen avspegla den naturliga flödesregimen för att upprätthålla ekologiska processer i reglerade vattendrag. Detta har dock inte implementerats i Sverige i någon större utsträckning (Renöfalt m.fl. 2010). Detta kan till viss del förklaras med svårigheterna att uppskatta värdet av ekosystemtjänster och hur dessa ekosystemtjänster kopplar till förändringar i vattenflödet. Fanaian m.fl. (2015) skriver att det är relativt enkelt att uppskatta värdet av vatten och se kopplingen till flödesnivå om vattnet används till vattenkraft jämfört med den betydligt svårare uppgiften att uppskatta värdet av ekosystemtjänster: till exempel av det inneboende värdet av fungerande ekosystem i rinnande vatten eller uppskatta hur nyttan av exempelvis turism kopplar till flödesnivå. Även om man blivit bättre på att uppskatta effekterna av ett förändrat vattenflöde på vattendragens morfologi och ekologi så saknas det fullt utvecklade verktyg för att uppskatta effekterna av olika flödesnivåer på ekosystemtjänster (Carolli m.fl. 2017a).

När man studerar ekosystemtjänster i rinnande vatten och försöker förstå kopplingen till vattenflöde är det vanligt att man använder sig av modellering. Man modellerar vattenflödet och dess hydraulik och hydrologi, och dess påverkan på habitat. I nästa steg modellerar man de förväntade effekterna på ekologiska processer och funktioner som följer av förändringar i habitat (t.ex. Carolli m.fl. 2017a, Morton m.fl. 2017, Ncube m.fl. 2018). En annan metod för att utvärdera effekter av förändrat flöde är att använda sig av indikatorer för ekosystemtjänster och då är det enligt Hearnshaw m.fl. (2014) viktigt att man för varje ekosystemtjänst försöker inkludera både en ekologisk och en socio-ekonomisk indikator.

Litteratursökning

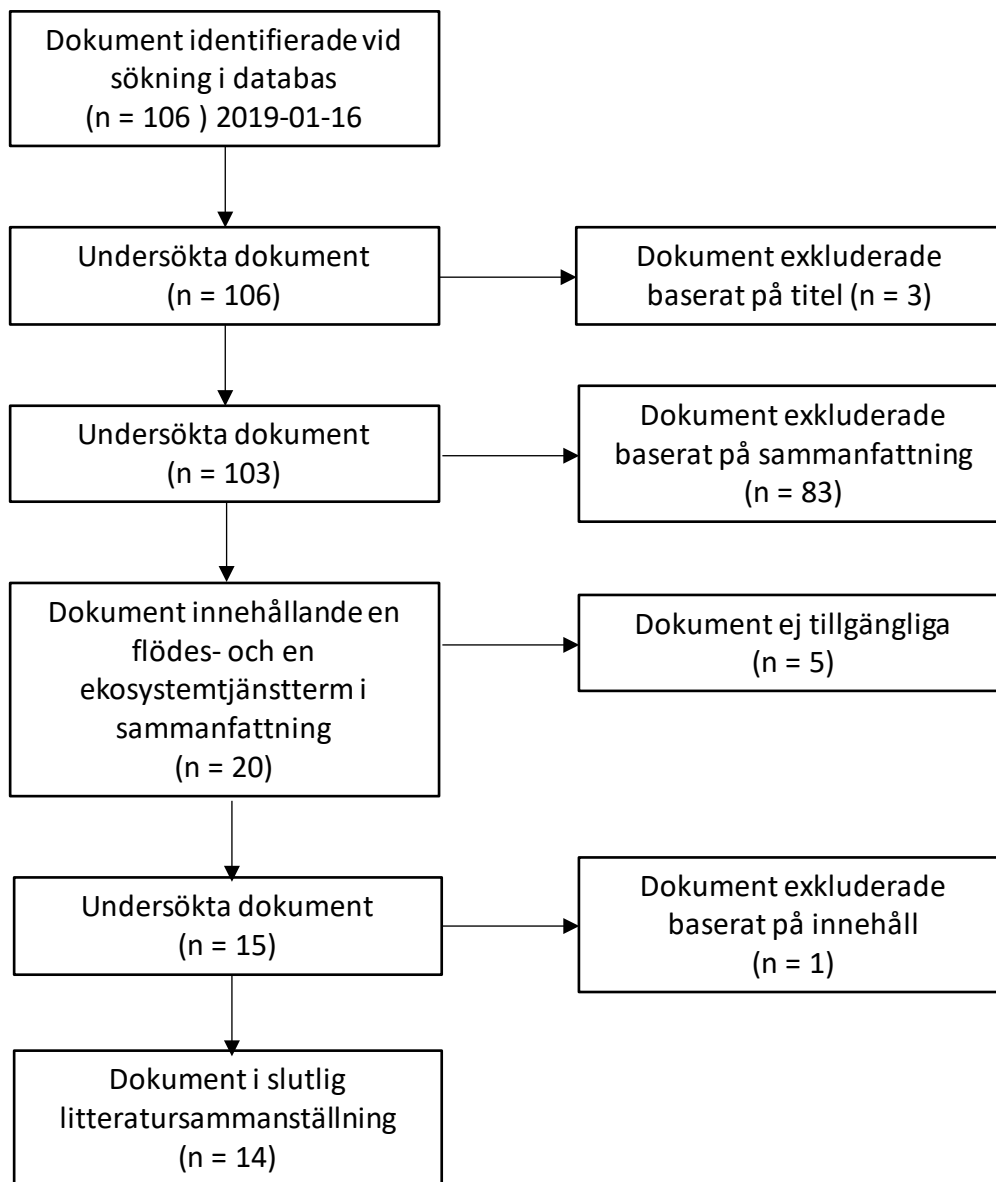
En litteratursökning genomfördes för att undersöka vilka vetenskapligt granskade artiklar som har kopplat vattenflöde till ekosystemtjänster. Syftet var att identifiera om specifika flödesnivåer och faktorer relaterade till flöde (säsongvariation, minimiflöde etc.) kan kopplas till effekter och förändringar i tillhandahållande av ekosystemtjänster. Sökningen gjordes i databasen Web of Science (WoS) den 16e januari 2019. De sökord som användes (tabell 1) resulterade i 106 träffar i WoS. En artikel visade sig vara en dubblett och några träffar var konferenssammanfattningar som inte inkluderades i denna studie.

Tabell 1. Söktermer som användes i litteratursökningen. För att kombinera sökorden användes mellan varje ord inom kolumnerna "OR" och mellan varje kolumn "AND".

<i>Ekosystemtjänst</i>	<i>Vattendrag</i>	<i>Vattenkraft</i>	<i>Vattenflöde</i>
<i>Ecosystem service</i>	<i>River</i>	<i>Run-of-river</i>	<i>Base flow</i>
<i>Ecological goods and service</i>	<i>Stream</i>	<i>Dam</i>	<i>Instream flow</i>
<i>Provisioning service</i>	<i>Burn</i>	<i>Hydroelectric*</i>	<i>Natural flow</i>
<i>Regulating service</i>	<i>Creek</i>	<i>Hydropower</i>	<i>Subsistence flow</i>
<i>Habitat service</i>	<i>Brook</i>	<i>Turbine</i>	<i>High flow</i>
<i>Cultural service</i>	<i>Running water</i>	<i>Impoundment</i>	<i>Low flow</i>
	<i>Watercourse</i>	<i>Small hydro</i>	<i>Overbank flow</i>
	<i>Freshwater</i>	<i>Micro hydro</i>	<i>Peak* flow</i>
	<i>Fresh water</i>		<i>Flow regime</i>
			<i>Flow dynamics</i>
			<i>Flow condition</i>
			<i>Ecologic* flow</i>
			<i>Regulat* flow</i>
			<i>Free flow</i>
			<i>Free-flow</i>
			<i>Flow homogeni*</i>
			<i>Variab* flow</i>
			<i>Maximum flow</i>
			<i>Minimum flow</i>
			<i>Flow alter*</i>
			<i>Alter* flow</i>
			<i>Flow magnitude</i>
			<i>Environmental flow</i>
			<i>Mean flow</i>
			<i>Seasonal flow</i>
			<i>Summer flow</i>
			<i>Winter flow</i>

			<i>Autumn flow</i>
			<i>Fall flow</i>
			<i>Spring flow</i>
			<i>Annual flow</i>
			<i>Flow distribut*</i>
			<i>Flow pattern*</i>
			<i>Reduced flow</i>
			<i>River flow</i>
			<i>Stream flow</i>
			<i>Streamflow</i>
			<i>Flow rate</i>
			<i>Flood flow</i>
			<i>Flow disturb*</i>
			<i>Stable flow</i>
			<i>Flow stabili*</i>
			<i>Flow threshold</i>
			<i>Restor* flow</i>

Efter en första granskning av titlar exkluderades två artiklar och sedan lästes sammanfattningar för resterande artiklar och en notering gjordes om någon typ av flödesterm och ekosystemtjänstterm användes i sammanfattningen. Detta resulterade i 20 artiklar där både en flödesterm och en ekosystemtjänstterm förekom i sammanfattningen och av dessa var 15 artiklar tillgängliga för oss (figur 1). En av dessa 15 handlade om effekter av klimatförändringar och ingick inte i den noggrannare genomgången (se nedan).



Figur 1. En illustration av litteraturgenomgång enligt PRISMA-modellen (Moher m.fl. 2009).

Trots att man har arbetat med miljöanpassade flöden under många år och termen ekosystemtjänst använts i decennier har det varit svårt att definiera generella förhållanden mellan förändringar i vattenflöde och effekten på miljön som kunnat användas för att analysera effekterna i stor skala (Schneider m.fl. 2017). Vid en närmare genomgång av de 14 artiklarna var det få som specifikt kopplade förändringar i vattenflöde till förändringar i tillgång på någon ekosystemtjänst. Fanaian m.fl. (2015) har gjort ett försök att koppla variation i vattenflöde till variation i tillgång på ekosystemtjänst och sätta ett ekonomiskt värde på detta. De använde sig av simuleringar och ”suitability curves”, det vill säga de tog fram olika scenarier och beskrev hur lämpliga olika vattenflöden var för olika användningsområden som till exempel jordbruk, fiske, vattenkraft m.m. För att koppla ihop förändring av flöde till en förändring av värdet för en ekosystemtjänst använde de sig sedan av en metod som utvecklats av Louise Korsgaard och som finns beskriven i

hennes avhandling (Korsgaard 2006) samt i den vetenskapliga publikationen Korsgaard m.fl. (2008). Även Carolli m.fl. (2017a, 2017b) använde ”suitability” och modellerade och simulerade effekter av olika vattenflöden på de utvalda ekosystemtjänsterna möjlighet för försränning och tillgång på habitat för marmorerad öring (*Salmo marmoratus*) och energiproduktion.

Ett av de tydligaste exemplen på hur förändringar i vattenflöde påverkar tillhandahållandet av ekosystemtjänster hittades i Morton m.fl. (2017) där man kopplade en specifik förändring av vattenflöde till en specifik (om än uppskattad) förändring av en resurs. De använde modeller som länkade förändringar i habitat till produktion av stillahavslax och uppskattade värdet av ökande/minskande tillgång på lax. I ett flödesscenario ökade de vattenflödet med 10 % fördelat för att bäst gynna produktion av lax och sedan uppskattade de värdet av den ökade produktionen av lax i olika typer av fisken (rekreation, kulturellt och yrkesfiske) och för näringscirkulation. Den uppskattade nettointäkten var 4,8 miljoner US\$ vilket motsvarade en ökning av det ekonomiska värdet med 13 % (från ca 36,4 miljoner US\$ till 41,2 miljoner US\$) tack vare en ökning av flödet med 10 % jämfört med nuvarande flödesregim. När fokus istället riktades mot vattenkraft och vattenflödet optimerades för energiproduktion resulterade det i en nettoförlust på 3,5 miljoner US\$ jämfört med nuvarande flödesregim.

Ett annat exempel där man lyckats koppla olika flödesregimer till värde av ekosystemtjänster är i en fallstudie av Fanaian m.fl. (2015) i nedre delen av Zambezi-floden i Mocambique. Där beskriver de hur olika flödesregimer påverkar det ekonomiska utfallet av vattenkraft, bevattning för jordbruk, räkfiske, fiske i nedre Zambezi eller i sjön Cahora Bassa, ekoturism och översvåmningskontroll. De fann att ett scenario med höga flöden i januari och februari var det som genererade det högsta totala ekonomiska värdet för de ovan beskrivna nyttorna av ekosystemtjänster. Om vattenflödet höjdes under januari och februari skulle förtjänsten av vattenkraftsproduktionen minska med 7 miljoner US\$ per år jämfört med nuvarande förtjänst och istället skulle förtjänsten för fiske, jordbruk och ekoturism öka med 27, 3,7 respektive 2,5 miljoner US\$ per år.

Generellt har man använt sig av modeller och simuleringar för att studera effekter av förändrat vattenflöde och försökt göra kopplingar till ekosystemtjänster men man har sällan varit lika specifik som Morton et al. (2017) eller Fanaian m.fl. (2015). Till exempel studerade Ncube m.fl. (2018) effekter av förändrat vattenflöde på tätheter och diversitet av bottenlevande makrovertebrater men kopplingen till ekosystemtjänster kvantifierades inte utan beskrevs bara som att tillgången på stödjande ekosystemtjänster ökar eller minskar. Det var också vanligt i de 14 artiklar som undersöktes att man hade börjat med att göra en litteraturgenomgång och sedan applicerade det man kommit fram till på ett eller ett par fallstudier.

I de flesta artiklarna var vattenflödet en begränsande faktor och en förändring i flödet, som till exempel ”återskapande av dynamiskt flöde”, ”minimalt naturligt flöde” eller ”flödesalternering”, innebar en ökning av vattenflödet från tidigare nivå. Genom att öka vattenflödet och även introducera högflödessituationer vill man återskapa förutsättningar för att upprätthålla önskvärda processer i ekosystemet och på så vis få tillbaka eller öka

tillgången på olika ekosystemtjänster. I de flesta artiklarna beskriver man generellt hur ett ökat och varierat vattenflöde ska bidra till ökad tillgång på ekosystemtjänster eller hur den reglerade flödesregimen minskar tillhandahållandet av ekosystemtjänster. Ett reglerat vattenflöde kan till exempel innebära förlorad konnektivitet inom vattendraget men också mellan vattendraget och svämplanet vilket innebär förluster av relaterade ekosystemtjänster (Fantin-Cruz m.fl. 2015, Lazzaro och Botter 2015, Yin m.fl. 2018) eller mer specifikt de tjänster som beror av bottenlevande makrovertebrater (Ncube m.fl. 2018) eller produktion av stillahavslax (Morton m.fl. 2017).

Ett ökat och varierat flöde skulle också bidra till att återskapa våtmarker som bidrar med produktion av ved, fisk, hö, vass, vattenrening och flödesreglering (Schneider m.fl. 2017). Ett återskapat eller ett miljöanpassat flöde upprätthåller ekosystemen i vattendragens mynningsområden och motverkar att saltvatten kommer in i färskvattensystemen. Genom att hindra saltvatteninträngning ges förutsättningar för fiskproduktion, jordbruk och boskapshållning, samt för turism (Hoguane och Paulo Antonio 2016). Intakta mynningsområden bidrar också till kommersiella aktiviteter, transporter, upprätthållande av värden för turism och rekreation, översvämningsskontroll samt upprätthållandet av biodiversitet (Davis och Kidd 2012).

I en genomgång av Yang m.fl. (2016) har man konstaterat att globalt sett så har flödesökningar haft positiva effekter på både biodiversitetsmått och tillhandahållande av ekosystemtjänster. Även för dammar som skapats i andra syften än vattenkraft har positiva effekter av ökat flöde beskrivits. Ojeda m.fl. (2008) redogjorde för hur ett återskapat naturligt flöde vid en damm för bevattning skulle bidra till välmående strandvegetation, våtmarker och mynningsområden, förbättrade habitat för fiskar och däggdjur, utspädning av gifter och förbättrad vattenkvalitet, ökade kulturella och existentiella värden och förbättrade förutsättningar för rekreation.

Det fanns en artikel som till skillnad från de övriga inte studerade flödesökning och det var en studie som jämförde flödesregimen i ett vattendrag med en damm (för att motverka översvämningar) och ett vattendrag utan flödesreglering (Mori m.fl. 2018). Eftersom huvudsyftet med en sådan typ av damm är att motverka översvämningar finns det enligt Mori m.fl. (2018) ett större utrymme jämfört med andra (vattenkrafts)dammar att anpassa vattenflödet till en mer naturlig flödesregim för att gynna ekosystemet och dess processer.

Sammanfattningsvis visar det sig att det är svårt att finna vetenskapliga artiklar som visar på tydliga (kvantifierade) samband mellan miljöanpassade vattenflöden och ekosystemtjänster. Det verkar dock finnas ett ökat intresse av att på olika vis studera hur förändrade (förbättrade) vattenflöden påverkar tillhandahållandet av olika typer av ekosystemtjänster då de artiklar som hittades i litteraturgenomgången, där man faktiskt gjort ett försök till kvantifiering, alla var publicerade under de senaste tre till fyra åren. I dessa studier visar man på att de uppskattade värdena av de ekosystemtjänster som skulle kunna erhållas vid förbättrade flödesförhållanden är stora, i ett fall 4,8 miljoner US\$ (motsvarande dryga 40 miljoner svenska kronor) vid ett utökat vattenflöde på 10 %, och i ett annat exempel en vinst på ca 26 miljoner US\$ (motsvarande cirka 240 miljoner svenska kronor) vid ett utökat vattenflöde under januari och februari – den tid på året

när det i detta fall skulle ge mest ekologisk nytta. De övriga studierna som hittades i litteraturgenomgången visar mer generellt på hur ett ökat och varierat vattenflöde bidrar till ökat tillhandahållande av ekosystemtjänster eller hur den reglerande flödesregimen minskar tillhandahållandet av ekosystemtjänster, utan att specifikt undersöka hur en ändrad flödesnivå förändrar tillgången på ekosystemtjänster. För att ytterligare förbättra förutsägelsen av hur värdet av olika ekosystemtjänster förändras som ett resultat av ett förändrat vattenflöde behövs fler studier som direkt undersöker sambandet mellan dessa. Samtidigt behöver vi studera hur kvantifierade ändringar i vattenflöde direkt påverkar förändringar i tillgången på ekosystemtjänster.

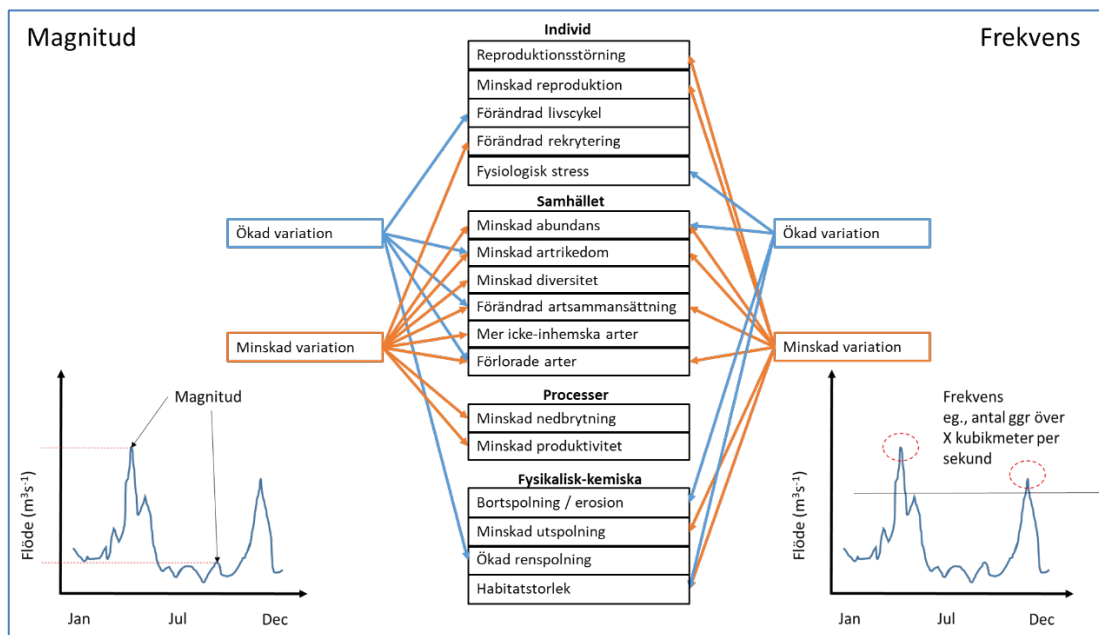
Flödeskomponenter och ekosystemprocesser, -tjänster, och -indikatorer

I projektets andra del sammanfattades flödeskomponenter definierade i Tabell 1 från Poff m.fl. (1997) och ekosystemprocesser relaterade till dessa flödeskomponenter (Figur 2 och 3, se Renöfält och Ahonen 2013, Poff m.fl. 1997, Poff och Zimmerman 2010 och referenser däri). Ekosystemprocesser är biologiska, fysiska och kemiska egenskaper som tillhör ett ekosystem och tillsammans upprätthåller viktiga funktioner såsom primär produktion, nedbrytning, och kol och näringscirkulering. Vissa funktioner är viktiga ekosystemtjänster i sig (till exempel vattenrening och nedbrytning), och vissa funktioner är viktiga för ett fungerande ekosystem som genererar ekosystemtjänster (till exempel produktion av fisk). Eftersom vattenflöde kan variera kraftigt mellan vattendrag och regioner samt inom vattendrag och över tid, har det varit nödvändigt att beskriva och karakterisera generella flödeskomponenter som påverkar ekosystemprocesser. Flödeskomponenter definieras och grupperas ofta i fem grupper utifrån relevanta ekologiska egenskaper (tabell 2). Dessa fem flödeskomponenter beskriver variationen i den naturliga flödesregim som karakteriserar rinnande vatten och som de vattenlevande organismer som lever däri har anpassats till. Magnitud av hög- och lågflöden fastställer de fysiska habitaterna och konnektiviteten mellan akvatiska och terrestra miljöer. Alla fem flödeskomponenter har inverkan på organismers livshistoriemönster (Bunn och Arthington 2002, Renöfält och Ahonen 2013). Vattenreglering påverkar dessa flödeskomponenter och därigenom viktiga ekosystemprocesser (figur 2 och 3). Vanligast är att det sker en stabilisering eller utjämning av flödesregimen då den maximala magnituden och variationen i flödesfrekvensen minskar. I reglerade vattendrag är det behovet (efterfrågan) av energi som styr flödesregimen och även det naturliga vattenflödets varaktighet och förändringshastighet påverkas. I norra Sverige är flödesregimen starkt kopplad till säsong och vårflod är en viktig och dominerande faktor (Leonardsson 2010). Efterfrågan på energi är dock oftast störst under vintern vilket innebär signifikanta förändringar i flödets timing vilket påverkar reglerade vattendrag särskilt i norra Sverige. Förändringarna i de fem flödeskomponenterna (tabell 2) påverkar ekosystemprocesserna på olika sätt vilket finns illustrerat och sammanfattat i figur 2 och 3.

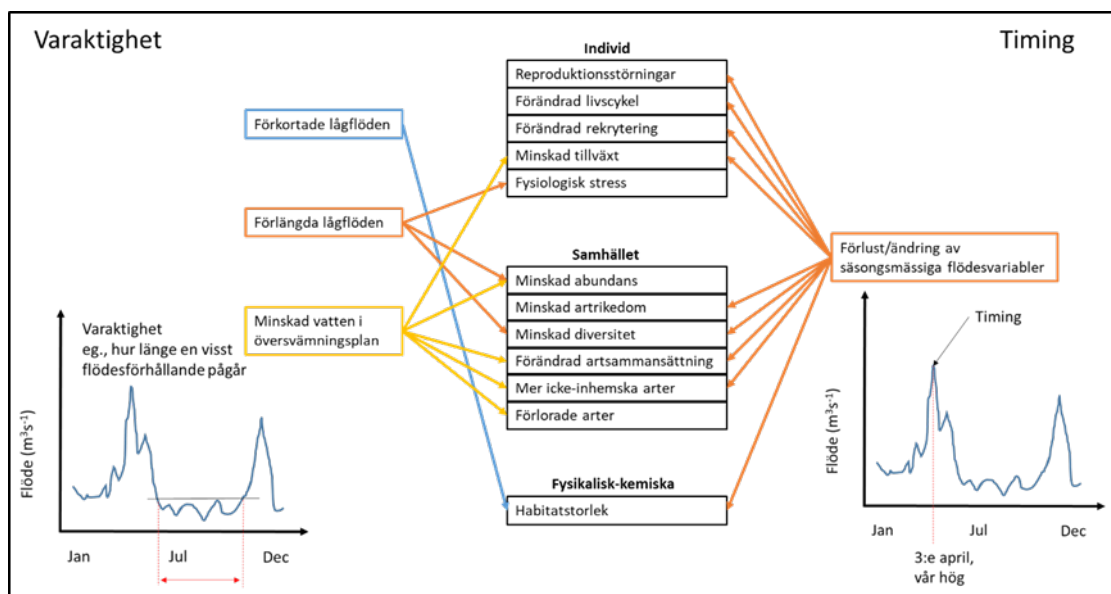
Tabell 2. Vanlig gruppering av flödeskomponenter baserat på ekologiska egenskaper.

<i>Flödeskomponent</i>	<i>Definition</i>	<i>Exempel</i>
<i>Magnitud</i>	<i>Mängden vatten som passerar per tidsenhet</i>	<i>Kan mätas exempelvis i kubikmeter per sekund eller liter per sekund</i>
<i>Frekvens</i>	<i>Hur ofta ett flöde av en given magnitud sker över ett givet tidsintervall</i>	<i>Genomsnittlig tidsintervall (oftast år) som ett visst flödesförhållande inträffar</i>
<i>Varaktighet</i>	<i>Tidsperioden med ett specifikt flödesförhållande</i>	<i>Minuter, timmar eller dagar med ett visst flödesförhållande</i>
<i>Förändringshastighet</i>	<i>Hur snabbt flödet ökar eller minskar, svängningar mellan hög- och lågflöde</i>	<i>Regleras genom öppning eller stängning av regleringsluckor</i>
<i>Timing</i>	<i>Timing eller förutsägbarhet för flöden av definierad magnitud</i>	<i>Oftast säsongsdominerade mönster i flöden som vårfloed eller vinter låg flöde osv.</i>

Ekosystemprocesser grupperades i fyra kategorier (individuell respons, respons på samhällsnivå, processer och fysikalisk-kemisk respons, figur 2 och 3). Ekosystemtjänster (som genereras av ekosystemets sammansättning, struktur och processer) relaterade till rinnande vatten extraherades från ”Uppdaterad svensk ekosystemtjänstförteckning” (tabell 1, Naturvårdsverket 2017) och matchades med rekommenderade indikatorer för ekosystemtjänster (Maes m.fl. 2016, Biodiversity Information System for Europe, <https://biodiversity.europa.eu>).



Figur 2. Ekosystemprocesser påverkade av flödets magnitud och frekvens (från Renöfält och Ahonen 2013, Renöfält m.fl. 2010, Poff m.fl. 1997, Poff och Zimmerman 2010).



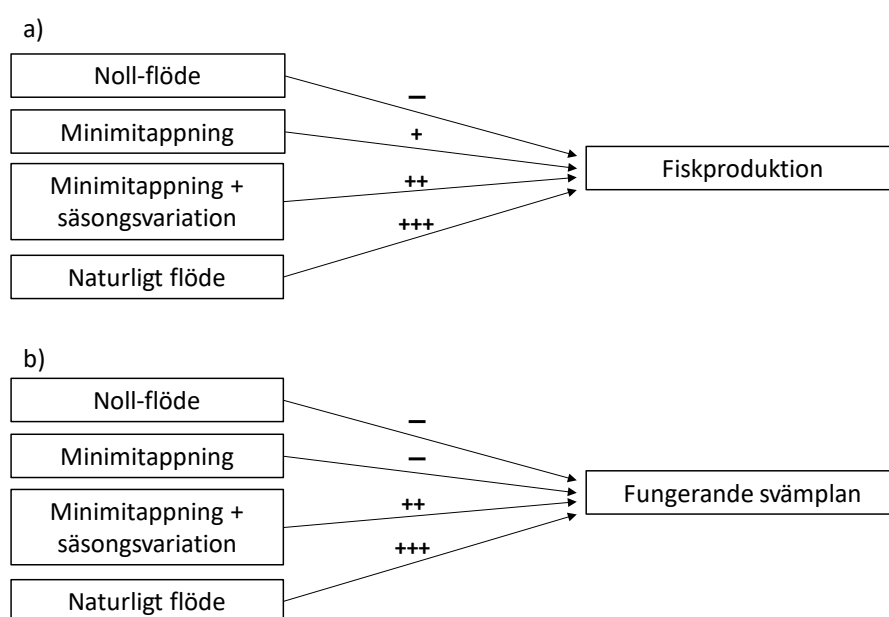
Figur 3. Ekosystemprocesser påverkade av flödes varaktighet och timing (från Renöfält och Ahonen 2013, Renöfält m.fl. 2010, Poff m.fl. 1997, Poff och Zimmerman 2010).

Ekosystemprocesser påverkas framförallt av flödesutjämning/minskad variation (orangea pilar i figur 2 och 3). Vattenreglering resulterar oftast i utjämning av det naturliga vattenflödet (Renöfält och Ahonen 2013) som dessutom påverkar arter och habitat som

är särskilt anpassade för ett dynamiskt och variabelt flöde med förutsägbart säsongsmönster (Lytle och Poff 2004). Förändring av ekosystemprocesser (figur 2 och 3) kan försämra sötvattnekosystemets integritet och funktion som i sin tur påverkar tillhandahållandet av ekosystemtjänster (Arthington m.fl. 2010). Det är dock svårt att hitta studier som kopplar en specifik flödesnivå till en ekosystemtjänst, eller ett kvantitativt mått på hur mycket av en förändring i en naturlig flödesregim påverkar en ekosystemtjänst. Att replikera den naturliga flödesregimen ”environmental flows” med avseende på magnitud, frekvens, varaktighet, timing och förändringshastighet anses vara optimalt för att behålla ekosystemintegritet och ekosystemtjänster (Arthington m.fl. 2006). Exempelvis visar figur 2 på att en ökad variation i magnitud i flödet till exempel kan resultera i förändrad artrikedom samt ökad renspolning av bottenarna. På samma sätt kan man exempelvis i figur 3 en förändring av de säsongsmässiga flödesvariablerna som kan innebära till exempel på individnivå reproduktionsstörningar, minskad tillväxt och på samhällsnivå minskad artrikedom och förändrad artsammansättning. Tidigare har man framförallt studerat effekter av en lägre flödesmagnitud och observerat negativa konsekvenser för fisk. En anledning kan vara att man har fokuserat på fiskarter som är känsliga eller mer beroende av ett naturligt flöde (Poff och Zimmerman, 2010), och i Sverige är lax och öring exempel på strömlevande arter som kan påverkas negativt av en lägre flödesmagnitud. Effekterna av flödeskomponenter på andra artgrupper (makrovertebrater eller växter) är inte lika tydliga och detta kan delvis bero på att studier på icke fiskarter är breda och har fokuserat på ökning (oftast av generalister eller invasiva) och minskning (specialister) av arter. Hur dessa förändringar påverkar ekosystemprocesser och tjänster är dock inte klargjort. Förändringar i olika nivåer av ett ekosystem (individ, samhälle etc.) är ofta kopplade (figur 2 & 3). Till exempel så kan minskad variation i flödesmagnitud påverka rekrytering på individnivå vilket kan resultera i förändringar på samhällsnivå i form av minskad abundans och diversitet och en förändrad artsammansättning eller dynamik mellan inhemska och invasiva arter. En ökning eller minskning i flödeskomponenter kan också resultera i motsatta förändringar (till exempel både ökning och minskning av habitat) då olika flödeskomponenter gynnar olika arter. Sammanfattningsvis är flödeskomponenter kopplade till förändringar i ekosystem och ekosystemprocesser. Förändringar i framförallt magnitud har visat sig ha negativa konsekvenser för fiskarter. Även om andra flödeskomponenter och artgrupper inte har studerats i samma utsträckning finns det tydliga effekter av förändrad flödesregim på ekosystemprocesser som i sin tur påverkar ekosystemets förmåga att tillhandahålla ekosystemtjänster.

Flödesnivåer och effekter på ekosystemtjänster

I projektets tredje del har effekter av fyra olika vattenflöden på specifika ekosystemtjänster uppskattats. För att beskriva den uppskattade responsen hos de olika ekosystemtjänsterna har en ”linjär” förändring benämnts ”respons a” (vilket illustreras med hjälp av respons i fiskproduktion som exempel i figur 4a) och en ”icke-linjär” förändring benämnts ”respons b” (vilket illustreras med hjälp av respons i fungerande svämplan som exempel i figur 4b). De fyra olika flödesnivåerna som användes var ”noll-flöde”, d.v.s. inget vattenflöde, ”minimitappning”, d.v.s. ett relativt konstant vattenflöde på låg nivå där flödeskomponenterna magnitud och frekvens (vanligtvis < 5 % av årsmedelflödet, kan variera mellan sommar och vinter (Näslund m.fl. 2013), ”minimitappning + säsongsvariation”, d.v.s. minimitappning men med säsongsbundna flödesökningar, och ”naturligt flöde”, d.v.s. en oreglerad flödesregim.



Figur 4. a) ”Respons a”: förväntad linjär respons av förändrat vattenflöde, här exemplifierat med den försörjande ekosystemtjänsten produktion av fisk. b) ”Respons b”: förväntad icke-linjär respons av förändrat vattenflöde, här exemplifierat med de reglerande och upprätthållande ekosystemtjänsterna av fungerande svämplan.

Den rådande uppfattningen är att desto större påverkan på flödesregimen desto större risk för påverkan på det ekologiska systemet (Poff och Zimmerman 2010). Omvänt så förväntades därför den positiva effekten öka för många av de undersökta ekosystemtjänsterna ju mer man återspeglar den naturliga flödesregimen. Genom att tillföra en mängd vatten (minimitappning) till en tidigare torrlagd sträcka tillgängliggör man en del av vattendragets ursprungliga habitat för akvatiska organismer och möjliggör för vissa av de ekologiska processerna som förekommer i rinnande vattendrag. Vid

minimitappning saknas dock vissa av de viktiga flödeskomponenterna som en naturlig flödesregim innehåller då minimitappning endast kan anses påverka magnitud och varaktighet (figur 2 och 3). När man lägger till säsongsbundna högflöden innebär det att flödeskomponenterna frekvens och timing (figur 2 och 3) blir en del av flödesregimen vilket tillgängliggör ytterligare habitat samt möjliggör för ekologiska processer kopplade specifikt till högflöden.

För den försörjande ekosystemtjänsten produktion av fisk (tabell 3) förväntas generellt den positiva effekten på strömlevande fiskarter att öka med ökat vattenflöde och ökad flödesvariation (respons a, figur 4a). När det gäller ekosystemtjänster som tillhandahålls av svämplanet, till exempel de reglerande och upprätthållande ekosystemtjänsterna att upprätthålla habitat och biologisk mångfald (Appendix 1), räcker det inte med minimitappning utan för detta krävs högflöden för att svämplanet ska vara i kontakt med vattendraget och för att de specifika ekologiska processerna kopplade till svämplanet ska kunna fungera (respons b, figur 4b).

Den stödjande ekosystemtjänsten primärproduktion (Appendix 1) förväntas följa respons a (figur 4a) då primärproduktionen generellt ökar när flödet blir mer likt det naturliga (Yang m.fl. 2016). Detsamma förväntas därför även gälla för den reglerande och upprätthållande ekosystemtjänsten kolbindning då detta är nära kopplat till primärproduktion. Dessutom kan ett ökat vattenflöde i vattendragen bidra till att ökade mängder organiskt material spolats ut i havet och sedimenteras vilket också binder kol (Galy m.fl. 2015). Vid minimitappning (i förhållande till nolltappning) ökar tillgängligt habitat för fisk och andra vattenlevande organismer och vissa av dessa förväntas uppvisa respons a. För vissa arter möjliggörs vandring mellan olika habitat vid säsongsbundna högflöden, till exempel mellan vattensamlingar som utgör refugier vid torrperioder (Marshall m.fl. 2016), och för organismer som är beroende av denna vandring förväntas därför respons b (figur 4b). Förekomst av högflöden kan också vara nödvändiga för att initiera viktiga livshistoriehändelser så som migration och lek hos vissa fiskarter (Koster m.fl. 2018). Dessa arter förväntas följa respons b (figur 4b) om viktiga livshistoriehändelser uteblir vid avsaknad av högflöden. I fall där invasiva arter har gynnats av den reglerade flödesregimen kanske det inte räcker med att man ökar vattenflödet för att få en positiv effekt på inhemska arter. Då kan det vara nödvändigt med ytterligare åtgärder, till exempel utrotning av en invasiv art, för att inhemska fisk ska kunna svara positivt på ökade flöden (Marks m.fl. 2010). Det kan omvänt också vara så att vid insatser för att bli av med invasiva arter så krävs det förändringar i flödesregimen för att resultatet ska vara beständigt (Stromberg m.fl. 2007).

När det gäller vissa ekologiska processer som beror av säsongsbundna högflöden så förväntas den positiva effekten komma först när flödesregimen inkluderar högflöden (följer respons b) och alla flödeskomponenter finns med (figur 2 och 3). Detta gäller för utspolning och omfördelning av sediment som till exempel är viktigt för att lekbottnar ska ha fortsatt bra funktion med genomströmning av syrerikt vatten och för upprätthållande av deltamiljöer (Renöfält m.fl. 2010). Säsongsbundna högflöden är också viktiga för bevarande och fortlevande av vissa strandlevande arter som är beroende av högflöden för att sprida sina frön eller för att gro (Greet m.fl. 2013). Det finns även

fågelarter som häckar i våtmarksmiljöer som är beroende av säsongsbundna högflöden (Colloff m.fl. 2018).

En utjämning av flödet kan gynna invasiva och konkurrenskraftiga arter på bekostnad av de inhemska arterna som anpassats till den naturliga variationen och de flödeskomponenter som förekommer i strömmande vattendrag (Renöfält m.fl. 2010, Poff m.fl. 1997). Säsongsbundna högflöden är därför viktiga för att återföra de flödeskomponenter som förekommer i oreglerade vattendrag som ofta förloras vid vattenreglering.

Diskussion

Det är väl etablerat att tillhandahållandet av många ekosystemtjänster kopplade till rinnande vatten påverkas negativt av flödesreglering och att man genom miljöanpassade vattenflöden i alla fall delvis kan motverka denna förlust. I en litteraturgenomgång 2016 (Yang m.fl.) konstaterades att miljöanpassade vattenflöden ökade tillgången på reglerande ekosystemtjänster (som sedimenttransport och vattenrening) och stödjande ekosystemtjänster (som primärproduktion och upprätthållande av habitat). I vattendrag var effekten av miljöanpassade vattenflöden positiv för biodiversitet och den övergripande effekten på ekosystemtjänster var positiv vid alla typer av miljöanpassade vattenflöden de påträffade i litteraturen. Syftet med denna rapport var att undersöka kopplingen mellan förändringar i vattenflöde och effekter på tillgången av ekosystemtjänster. Detta visade sig dock vara svårt och den första litteraturstudien bekräftade i stort sett de slutsatser som drogs i en tidigare svensk studie 2013, dvs att ”existerande litteratur inte ger ett tillräckligt bra underlag för att dra generella kvantitativa slutsatser som är användbara för att sätta generella riktlinjer för ekologiska flöden” (s. 6, Renöfält och Ahonen 2013). Utvecklingen har dock gått framåt och ett fåtal artiklar identifierades som publicerats efter 2014 och där man gjort ett försök att på olika sätt uppskatta förändringar i tillgången på ekosystemtjänster kopplade till vattenflöde.

Avsaknad av generella kvantifierade kopplingar mellan förändring i vattenflöde och förändring i tillgång på ekosystemtjänst kan kanske bero på de inneboende svårigheterna att hitta entydiga hydrologiska mätvariabler som kan inrymma förlusten av ekologiska funktioner (Lazzaro och Botter 2015). Dessutom är alla vattendrag unika och de ekologiska processerna komplexa. Utöver detta så kan olika flödesegenskaper ha olika effekter på olika ekosystemtjänster (Lazzaro och Botter 2015, Yang m.fl. 2016). Det kan till exempel vara komplicerat att mäta effekter på biodiversitet av ett förändrat flöde då olika grupper av bottenlevande makrovertebrater påverkas på olika sätt av ett förändrat flöde (Ncube m.fl. 2018). Det har även konstaterats att effekter för biodiversitet behöver mätas över en längre tid (årtionden) då etablering och stabilisering av organismsamhället tar lång tid - eller det motsatta - när biodiversitet ökar på kort sikt men då som ett resultat av att arter transporterats till platsen eller det uppstått temporära habitat som till exempel lockar till sig olika arter av vadarfåglar (Yang m.fl. 2016).

Generellt har de naturligt förekommande arterna i ett oreglerat vattendrag anpassat sig till den rådande flödesregimen och vid förändringar i denna riskerar man att istället gynna

andra eller till och med invasiva arter vilket kan påverka de ekologiska funktionerna i ekosystemet (Poff m.fl. 1997). Det är ofta ett fåtal generalister som ersätter ett större antal specialister då flödesregimen förlorar sin naturliga variation av hög- och lågflöde. Därför är det också viktigt i arbetet mot ett mer miljöanpassat vattenflöde att inte bara öka vattenflödet utan också att försöka efterlikna den naturliga variationen (t.ex. säsongsvariation) i hög – och lågflöde som fanns innan reglering. Det har till exempel visats att endast en förändring i mängden vattenflöde hade liten eller ingen påverkan på bottenlevande makrovertebrater och att den största effekten kom efter förändringar av andra komponenter av vattenflödet såsom timing, varaktighet och frekvens (Ncube m.fl. 2018). Olika vattenflöden har effekt på olika ekologiska funktioner och vid implementering av högflödespulser är timingen viktig (Yang m.fl. 2016). Till exempel kan ett högt vattenflöde under våren, liknande en ursprunglig vårflood, hjälpa till att syresätta rom i lekgröpar och sprida fröer samtidigt som ett högt vattenflöde under sommaren istället kan spola bort fiskyngel och dränka små växtplantor i strandzonen (Jorda-Capdevila och Rodriguez-Labajos 2017).

Slutsatser

Det finns inneboende svårigheter att kvantifiera effekter av förändringar i vattenflödet på tillhandahållandet av ekosystemtjänster i reglerade vattendrag (Fanaian m.fl. 2015). Sedan 1980-talet när begreppet ekosystemtjänster började användas har intresset och användningen av begreppet ökat dramatiskt (West 2015). De artiklar som hittades i litteraturgenomgången som faktiskt försökte kvantifiera effekterna på tillhandahållandet av ekosystemtjänster av olika flödesregimer var alla publicerade efter 2014. Detta tyder på fortsatt utveckling inom fältet och en möjlighet att i framtiden bättre kunna prediktera förändringar i tillhandahållandet av ekosystemtjänster utifrån förändrade miljöfaktorer (som till exempel en förändrad flödesregim i reglerade vattendrag). En av de stora utmaningarna med att hitta generella verktyg är komplexiteten: vattendragen i sig är olika och effekterna av vattenflöde på de ekologiska processerna varierar med studieområde och arter som studeras (Thompson m.fl. 2018).

Vattenflöde är inte bara mängden vatten (lätt att kvantifiera) utan komponenter med olika ekologiska funktioner (svårare att kvantifiera). Det anses vara optimalt att replikera den naturliga flödesregimen ("environmental flows") med avseende på komponenterna magnitud, frekvens, varaktighet, timing och förändringshastighet för att behålla ekosystemintegritet och ekosystemtjänster (Arthington m.fl. 2006). Beroende av vilka komponenter som påverkar tillhandahållande av specifika ekosystemtjänster påverkas tillhandahållandet av ekosystemtjänster olika av förändringar i vattenflöde. För vissa tjänster förväntas en kontinuerlig ökning med ökat flöde och ökad variation och för andra tjänster förväntas en mer trappstegslik respons då positiv effekt kommer först när ett gränsvärde för högflöde överskrids.

De studier som ingick i litteraturgenomgången var framförallt gjorda på platser där vattenbrist är vanligt: till exempel Australien, torra delar av USA, Sydamerika och Afrika och studier saknades från norra Europa. I Sverige har miljöanpassade flöden inte implementerats i särskilt stor utsträckning (Renöfält m.fl. 2010) men det är troligt att det

Ekosystemtjänstkartläggning av miljöanpassad vattenreglering

kommer att bli vanligare i och med ambitionen att anpassa vattenkraften i Sverige till moderna miljökrav.

Referenser

- Arthington, A.H., Bhaduri, A., Bunn, S.E., Jackson, S.E., Tharme, R.E., Tickner, D., Young, B., Acreman, M., Baker, N., Capon, S., Horne, A.C., Kendy, E., McClain, M.E., Poff, N.L., Richter, B.D., och Ward, S. 2018. The Brisbane Declaration and Global Action Agenda on Environmental Flows (2018). *Frontiers in Environmental Science* **6**.
- Arthington, A.H., Naiman, R.J., McClain, M.E., och Nilsson, C. 2010. Preserving the biodiversity and ecological services of rivers: new challenges and research opportunities. *Freshwater Biology* **55**(1): 1-16.
- Arthington, A.H., Bunn, S.E., Poff, N.L., och Naiman, R.J. 2006. The challenge of providing environmental flow rules to sustain river ecosystems. *Ecological Applications* **16**(4): 1311-1318.
- Carolli, M., Geneletti, D., och Zolezzi, G. 2017a. Assessing the impacts of water abstractions on river ecosystem services: an eco-hydraulic modelling approach. *Environmental Impact Assessment Review* **63**: 136-146.
- Carolli, M., Zolezzi, G., Geneletti, D., Siviglia, A., Carolli, F., och Cainelli, O. 2017b. Modelling white-water rafting suitability in a hydropower regulated Alpine River. *Science of the Total Environment* **579**: 1035-1049.
- Colloff, M.J., Overton, I.C., Henderson, B.L., Roberts, J., Reid, J.R.W., Oliver, R.L., Arthur, A.D., Doody, T.M., Sims, N.C., Ye, Q.F., och Cuddy, S.M. 2018. The use of historical environmental monitoring data to test predictions on cross-scale ecological responses to alterations in river flows. *Aquatic Ecology* **52**(1): 133-153.
- Davis, J., och Kidd, I.M. 2012. Identifying Major Stressors: The Essential Precursor to Restoring Cultural Ecosystem Services in a Degraded Estuary. *Estuaries and Coasts* **35**(4): 1007-1017.
- Fanaian, S., Graas, S., Jiang, Y., och van der Zaag, P. 2015. An ecological economic assessment of flow regimes in a hydropower dominated river basin: The case of the lower Zambezi River, Mozambique. *Science of the Total Environment* **505**: 464-473.
- Fantin-Cruz, I., Pedrollo, O., Girard, P., Zeilhofer, P., och Hamilton, S.K. 2015. Effects of a diversion hydropower facility on the hydrological regime of the Correntes River, a tributary to the Pantanal floodplain, Brazil. *Journal of Hydrology* **531**: 810-820.
- Galy, V., Peucker-Ehrenbrink, B., och Eglinton, T. 2015. Global carbon export from the terrestrial biosphere controlled by erosion. *Nature* **521**: 204.
- Greet, J., Cousens, R.D., och Webb, A. 2013. Flow regulation is associated with riverine soil seed bank composition within an agricultural landscape: potential implications for restoration. *Journal of Vegetation Science* **24**: 157-167.
- Hearnshaw, E., Tompkins, J.-M., och Cullen, R. 2014. Evaluating the sustainability of impounded rivers: an ecosystem services approach. *Journal of Environmental Assessment Policy and Management* **16**(4): 1450035-Article No.: 1450035.

- Hoguane, A.M., och Paulo Antonio, M.H. 2016. The Hydrodynamics of the Incomati Estuary - An Alternative Approach to Estimate the Minimum Environmental Flow. *In Estuaries: A Lifeline of Ecosystem Services in the Western Indian Ocean. Edited by S. Diop, P. Scheren and J. Machiwa.* pp. 289-300.
- Jorda-Capdevila, D., och Rodriguez-Labajos, B. 2017. Socioeconomic value(s) of restoring environmental flows: systematic review and guidance for assessment. *River Research and Applications* **33**(3): 305-320.
- Korsgaard, L. 2006. Environmental flows in integrated water resources management: linking flows, services and values., Technical University of Denmark, Copenhagen.
- Korsgaard, L., Jensen, R., Jøneh-Clausen, T., Rosbjerg, D., och Schou, J.S. 2008. A service and value based approach to estimating environmental flows. *International Journal of River Basin Management* **6**(3): 257-266.
- Koster, W.M., Crook, D.A., Dawson, D.R., Gaskill, S., och Morrongiello, J.R. 2018. Predicting the Influence of Streamflow on Migration and Spawning of a Threatened Diadromous Fish, the Australian Grayling *Prototroctes Maraena*. *Environmental Management* **61**(3): 443-453.
- Lazzaro, G., och Botter, G. 2015. Run-of-river power plants in Alpine regions: Whither optimal capacity? *Water Resources Research* **51**(7): 5658-5676.
- Leonardsson K. 2010. Environmental restorations in hydropower regulated rivers – where, when, and how can ecological improvements be expected? Department of Wildlife, Fish, and Environmental studies, Swedish University of Agricultural Sciences, Umeå, Sweden. Report No. 5.
- Lytle, D.A., och Poff, N.L. 2004. Adaptation to natural flow regimes. *Trends in Ecology & Evolution* **19**(2): 94-100.
- Maes, J., Liqueste, C., Teller, A., Erhard, M., Paracchini, M.L., Barredo, J.I., Grizzetti, B., Cardoso, A., Somma, F., och Petersen, J.-E. 2016. An indicator framework for assessing ecosystem services in support of the EU Biodiversity Strategy to 2020. *Ecosystem Services* **17**: 14-23.
- Marks, J.C., Haden, G.A., O'Neill, M., och Pace, C. 2010. Effects of Flow Restoration and Exotic Species Removal on Recovery of Native Fish: Lessons from a Dam Decommissioning. *Restoration Ecology* **18**(6): 934-943.
- Marshall, J.C., Menke, N., Crook, D.A., Lobegeiger, J.S., Balcombe, S.R., Huey, J.A., Fawcett, J.H., Bond, N.R., Starkey, A.H., Sternberg, D., Linke, S., och Arthington, A.H. 2016. Go with the flow: the movement behaviour of fish from isolated waterhole refugia during connecting flow events in an intermittent dryland river. *Freshwater Biology* **61**(8): 1242-1258.
- Moher, D., Liberati, A., Tetzlaff, J., Altman, D., och group, T.P. 2009. Preferred reporting items for systematic reviews and meta-analyses: the PRISMA statement. *PLOS Medicine* **6**(7): 6.

- Mori, T., Onoda, Y., och Kayaba, Y. 2018. Geographical patterns of flow-regime alteration by flood-control dams in Japan. *Limnology* **19**(1): 53-67.
- Morton, C., Knowler, D., Brugere, C., Lymer, D., och Bartley, D. 2017. Valuation of fish production services in river basins: A case study of the Columbia River. *Ecosystem Services* **24**: 101-113.
- Naturvårdsverket. 2017. Ekosystemtjänstförteckning med inventering av dataunderlag för kartläggning av ekosystemtjänster och grön infrastruktur. Rapport 6797.
- Ncube, S., Visser, A., och Beevers, L. 2018. A Framework for Assessing Instream Supporting Ecosystem Services Based on Hydroecological Modelling. *Water* **10**(9).
- Näslund, I., Kling, J., och Bergengren, J. 2013. Vattenkraftens påverkan på akvatiska ekosystem - en litteratursammanställning. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2013:10.
- Ojeda, M.I., Mayer, A.S., och Solomon, B.D. 2008. Economic valuation of environmental services sustained by water flows in the Yaqui River Delta. *Ecological Economics* **65**(1): 155-166.
- Poff, N.L., Allan, J.D., Bain, M.B., Karr, J.R., Prestegard, K.L., Richter, B.D., Sparks, R.E., och Stromberg, J.C. 1997. The natural flow regime. *Bioscience* **47**(11): 769-784.
- Poff, N.L., och Zimmerman, J.K. 2010. Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. *Freshwater Biology* **55**(1): 194-205.
- Renöfält, B.M., och Ahonen, J. 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.
- Renöfält, B.M., Jansson, R., och Nilsson, C. 2010. Effects of hydropower generation and opportunities for environmental flow management in Swedish riverine ecosystems. *Freshwater Biology* **55**(1): 49-67.
- Schneider, C., Floerke, M., De Stefano, L., och Petersen-Perlman, J.D. 2017. Hydrological threats to riparian wetlands of international importance - a global quantitative and qualitative analysis. *Hydrology and Earth System Sciences* **21**(6): 2799-2815.
- Stromberg, J.C., Beauchamp, V.B., Dixon, M.D., Lite, S.J., och Paradzick, C. 2007. Importance of low-flow and high-flow characteristics to restoration of riparian vegetation along rivers in and south-western United States. *Freshwater Biology* **52**(4): 651-679.
- Thompson, R.M., King, A.J., Kingsford, R.M., Mac Nally, R., och Poff, N.L. 2018. Legacies, lags and long-term trends: Effective flow restoration in a changed and changing world. *Freshwater Biology* **63**(8): 986-995.
- West, A. 2015. Core concept: Ecosystem services. *PNAS* **12**(24): 2.

Yang, W., Sun, T., och Yang, Z. 2016. Does the implementation of environmental flows improve wetland ecosystem services and biodiversity? A literature review. *Restoration Ecology* **24**(6): 731-742.

Yin, X.-A., Liu, Y., Yang, Z., Zhao, Y., Cai, Y., Sun, T., och Yang, W. 2018. Eco-compensation standards for sustaining high flow events below hydropower plants. *Journal of Cleaner Production* **182**: 1-7.

Appendix

Appendix 1. Ekosystemtjänster, CICES (common classification of ecosystem services) kod och indikatorer relevanta för rinnande vatten/flöde

Kategori	Avdelning	Klass	Ekosystemtjänst	CICES kod	Ekosystemtjänst indikator
Reglerande	Omvandling av biokemiska el fysikaliska inflöden till ekosystem	Levande processers nedbrytning av avfall och giftiga ämnen	Mikroorganismers nedbrytning av giftiga ämnen, giftbindning i musslor	2.1.1.1 - 2.1.1.2	<ul style="list-style-type: none"> • Vattenkvalitetsindikatorer (mikrobiologisk data, biokemisk syreförbrukning, närsalt koncentration, syre och nedbrytning av organiskt material) • Ekologisk status • Trofisk status • Antal reningsverk • Mängd behandlade avloppsvatten
Reglerande	Reglering av fysiska, kemiska och biologiska förhållanden	Reglering av normalflöden och extrema händelser	Erosionskontroll, naturlig vattenreglering (motverka översvämningar), brandskydd	2.2.1.1, 2.2.1.3 och 2.2.1.5	<ul style="list-style-type: none"> • Hydraulisk data • Bibehållet sediment • Vattenmängd • Översvämningskarta • Flodbankar
Reglerande och Upprätthållande	Reglering av fysiska, kemiska och biologiska förhållanden	Upprätthållande av livscyklar, skydd av habitat och skydd av genpooler	Fröspridning och upprätthållande av uppväxtmiljöer (inkl. fisklekplatser)	2.2.2.1 - 2.2.2.3	<ul style="list-style-type: none"> • Biodiversitets värde (såsom diversitet, abundans, endemisk eller röd listade arter)

Ekosystemtjänstkartläggning av miljöanpassad vattenreglering

Reglerande och Upprätthållande	Reglering av fysiska, kemiska och biologiska förhållanden	Kontroll av skadedjur och sjukdomar	Reglering av skadedjur/växter samt sjukdomar och parasiter	2.2.3.1 och 2.2.3.2	<ul style="list-style-type: none"> • Invasiva arter • Mängd introducerade evertebrater och vertebrater • Ekologisk status • Morfologisk status
--------------------------------	---	-------------------------------------	--	---------------------	--

Appendix 1 fortsättning

Kategori	Avdelning	Klass	Ekosystemtjänst	CICES kod	Ekosystemtjänst indikator
Reglerande och Upprätthållande	Reglering av fysiska, kemiska och biologiska förhållanden	Vattenförhållanden och atmosfären	Reglering av näringsämnen i kantzoner, kolinbindning	2.2.5.1, 2.2.5.2, 2.2.6.1 och 2.2.6.2	<ul style="list-style-type: none"> • Närsalt belastning • Areal skog i strandkantzonen • Vattenkemi • Kolupptagning i strandzonen • Mängd kol i jorden, översvämningssplan
Kulturella	Direkt interaktion med levande system vilket kräver närvaro i miljön	Fysisk eller intellektuell interaktion med miljön	Tillhandahållande av attraktiva rekreativmiljöer, intressanta och vackra miljöer (rekreation, lärande, forskning)	3.1.1.1, 3.1.1.2, 3.1.2.1, 3.1.2.2 och 3.1.2.4	<ul style="list-style-type: none"> • Antal besökare • Nationalpark och Natura 2000 • Fågelskådningsområde • Fisk abundans • Ekonomisk värde av sportfiske • Antal fiskekort • Vattenkvalitet för sportfiske • Övervakningsstationer/lokaler • Antal vetenskapliga projekt, studier eller artiklar

Ekosystemtjänstkartläggning av miljöanpassad vattenreglering

					<ul style="list-style-type: none"> • Klassificerade områden (t.ex. världsarvslista) • Antal samordnade kulturella aktiviteter
Kulturella	Indirekt interaktion	Spirituell interaktion	Tillhandahålla arter och miljöer av religiöst, symboliskt värde samt karaktäristiska, spännande arter och funktioner och även det som symboliserar arter i samspel	3.2.1.1 - 3.2.1.3	<ul style="list-style-type: none"> • Heliga eller religiösa områdena • Nationella arter eller habitat typer

Appendix 1 fortsättning

Kategori	Avdelning	Klass	Ekosystemtjänst	CICES kod	Ekosystemtjänst indikator
Kulturella	Indirekt interaktion	Biotiska egenskaper med icke-användar värde	Tillhandahålla hotade arter och miljöer för existensvärdet och för kommande generationer	3.2.2.1 och 3.2.2.2	
Stödjande		Primärproduktion	Växters, algers och bakteriers omvandling av oorganiska ämnen till organiska	Ospecificerad	
Stödjande		Upprätthållande av kretslopp, näringsvävans dynamik, biologisk mångfald, livsmiljöer	Tillhandahållande av miljöer, habitat, mångfald, processer, livscyklar	Ospecificerad bl. a. 2.1.1.1, 2.1.1.2, 2.2.2.3, 2.2.3.1, 2.2.3.2, 2.2.4.1, 2.2.4.2, 2.2.5.1, 2.2.5.2, 2.2.6.1, 3.2.1.1, 3.2.1.2,	

Ekosystemtjänstkartläggning av miljöanpassad vattenreglering

				3.2.2.1 och 3.2.2.2	
--	--	--	--	------------------------	--

