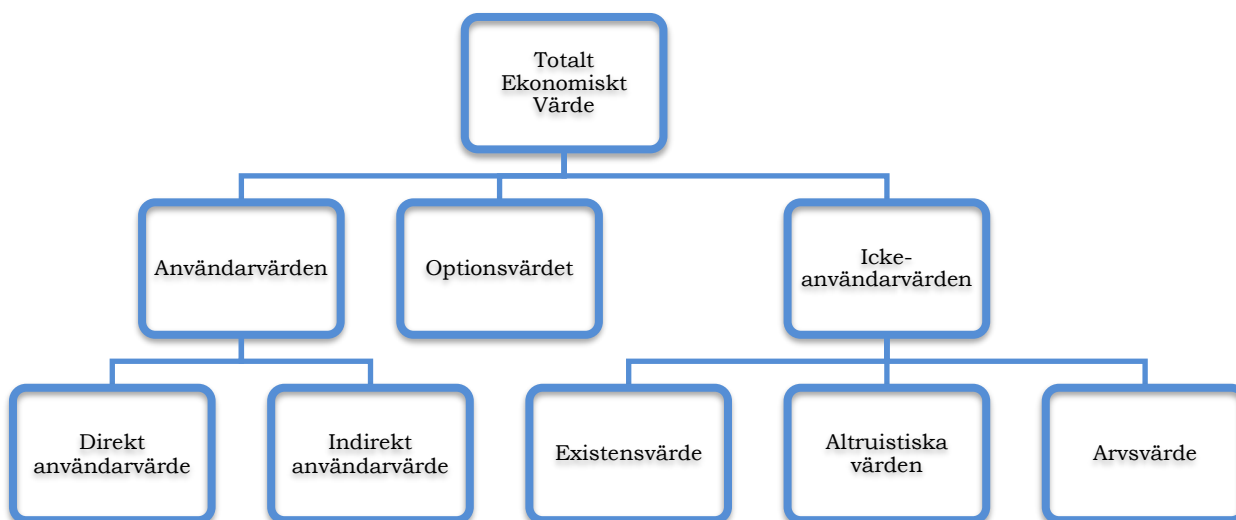


## 6.1-I. Ekosystemtjänsters värde och värdeskapandekedjan – att skilja indirekt påverkan från direkt påverkan på människans välbefinnande

Ekosystemtjänsters totala ekonomiska värde (TEV) består av dels användarvärden och dels icke-användarvärden. Med icke-användarvärden menas att människan även har nytta av ekosystemtjänster som de inte själva utnyttjar genom att de sätter ett värde på vetskapen om att de är bevarade eller att andra har tillgång till dem. Både användarvärden och icke-användarvärden delas in i ett antal undergrupper, se figur 1 nedan.



Figur 1. Totalt ekonomiskt värde av ekosystemtjänster indelat i typer av värden

Inom beskrivningen av TEV delas ekosystemtjänster in baserat på vilket sätt människan använder varorna som ekosystemen bidrar till att generera. Underkategorierna till TEV beskrivs av Naturvårdsverket (2012) på följande sätt:

*Direkta användarvärden* är den direkta användningen av ekosystemtjänsten och innefattar såväl försörjande tjänster som kulturella tjänster t.ex. virke och rekreation. *Indirekta användarvärden* är värden som främst kommer från reglerande ekosystemtjänster som indirekt ger stöd och skyddar. Det kan t.ex. vara vattenreglering och borttagande av näringsämnen. *Optionsvärden* är det värde individerna tillskriver möjligheten till framtida konsumtion av en ekosystemtjänst, utöver (diskonterade) framtida användarvärden, t.ex. värdet av möjligheten att kunna utöva rekreation i en viss park senare.

Icke-användarvärdena kan indelas i *altruistiska värden* (vetskapen om att andra kan nyttja tjänsten), *existensvärden* (vad man är villig att betala för att något ska finnas utöver vad det är värt för ens egen konsumtion, t.ex. ett avlägset korallrev som man aldrig kommer att besöka) och *arvsvärden* (värdet av vetskapen om att framtida generationer kan nyttja ekosystemtjänsten).

En given ekosystemtjänst kan alltså både ha ett användar- och ett icke-användarvärde. Det är oftast enklast att uppskatta direkta användarvärden. Att helt negligera indirekta användarvärden eller icke-användarvärden kan dock innebära att man kraftigt underskattar det samhällsekonomiska värdet av ekosystemtjänster. Risken är särskilt stor att man underskattar värdet av s.k. "kollektiva varor", dvs. varor eller tjänster som många kan använda samtidigt utan att de minskar i värde. Kollektiva varor omfattar alla icke-användarvärden, men även vissa användarvärden, såsom ekosystemens luftrening.

Ekosystemtjänster ska värderas utifrån deras "slutnytta" för människan (Naturvårdsverket, 2015). Det innebär att eventuella samspel mellan olika ekosystemtjänster behöver konkretiseras till en indelning i ekosystemtjänster med direkt och indirekt påverkan på människans välbefinnande i en given situation, där de med indirekt påverkan inte värderas utom genom deras bidrag till de med direkt påverkan. Det finns annars risk för dubbelräkning, ungefär som den dubbelräkning som sker om värdet av en limpa skulle beräknas som värdet av limpan plus värdet av insatsvarorna, alltså värdet av mjölet plus värdet av vetet och så vidare. Värdet av insatsvarorna är inkluderat i limpans värde.

Ett verktyg som kan användas för att reda ut samspelet är en värdeskapandedja från ekosystemtjänster med indirekt påverkan till tjänster med direkt påverkan, vilka leder till nytta och som sedan kan värderas. Längs kedjan kan det också förekomma direkt påverkan genom ett antal icke-användarvärden som innebär nytta för människor, oavsett i vilket steg de uppstår, och som ska värderas. Ibland kan det dock vara svårt att placera in olika komponenter under dess rätta etikett. Ekosystemtjänster kan ge direkt påverkan på människors välbefinnande ur vissa synpunkter och indirekt ur andra. God vattenkvalitet kan ge direkt påverkan genom möjligheten att dricksvattenuttag, men också ha indirekt påverkan genom dess tillhandahållande av fisk, vilket i sin tur möjliggör fiske som genererar värde. Det viktigaste är att ställa sig frågan: Vad är det som leder till vad som sedan genererar nytta för oss, och som slutligen kan värderas? Ibland kan det vara användbart att utgå från slutet av kedjan, alltså vad slutnyttan är, och arbeta sig bakåt. Till exempel ställa sig frågan: vilka ekosystemtjänster är förutsättningar för fisk som livsmedel och därmed för yrkesfisket? I andra fall är det mer naturligt att utgå från början av kedjan, t.ex. ställa sig frågan hur ett projekt påverkar olika ekosystemtjänster och hur det i sin tur påverkar oss människor.

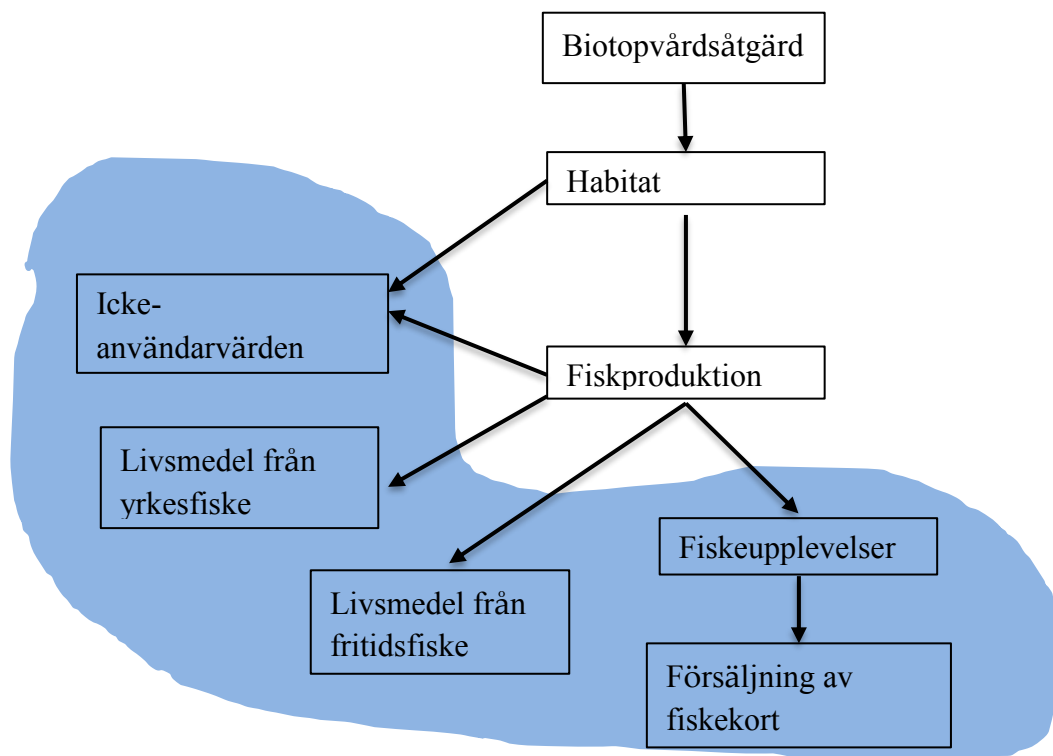
Figur 2 visar ett skissartat sätt att skilja ekosystemtjänster med indirekt påverkan från tjänster med direkt påverkan på människans välbefinnande utifrån vad ett projekt kan få för konsekvenser, i det här fallet en biotopvårdsåtgärd i eller vid ett vattendrag. Figuren indikerar följande:

- Åtgärden förbättrar fiskhabitat i vattendraget.
- Detta har dock ingen direkt påverkan på människors välbefinnande annat än genom eventuella icke-användarvärden, dvs. existensvärde, altruistiskt värde och/eller arvsvärde, kopplade till habitatet.
- Förbättringen av habitatet leder i sin tur till effekten att habitatets produktion av en eller flera fiskarter ökar. Människor kan ha ett icke-användarvärde kopplat till förekomsten av dessa fiskarter. Detta utgör i så fall en direkt påverkan på människors välbefinnande.
- Den ökade produktionen av fisk ger vidare ytterligare effekter med direkt påverkan på människors välbefinnande. Den gynnar fiskkonsumtion genom yrkesfiskares och fritidsfiskares uttag och medför fiskeupplevelser. Att fiskeupplevelserna gynnas ökar i sin tur efterfrågan på fiskekort, vilket kan gynna besöksnäringen i trakten.

På det här sättet har vi identifierat en rad slutnyttor som är relevanta för värdering. Dessa slutnyttor finns inom det blåa fältet. Habitat och fiskproduktion är däremot ekosystemtjänster som i detta fall ger indirekt påverkan, och som behövs som input för att slutnyttorna ska bli verklighet.

För att värderingen ska kunna göras krävs ekologisk kunskap som kan säga något om hur biotopvårdsåtgärden faktiskt påverkar habitatet och hur detta resulterar i en förändrad

fiskproduktion och andra miljöförändringar, jfr hjälptext 6-II (*Kvantifiering av ekologiska effekter*). En avancerad tillämpning bör även ta hänsyn till att vad som händer med yrkesfisket, husbehovsfisket, fiskeupplevelserna och besöksnäringen i sin tur kan få återverkningar på habitatet och fiskproduktionen.



Figur 2. Exemplifiering av slutnyttor (inom det blåa fältet) av en biotopvårdsåtgärd.

### Besöksnäring

Om turistnäringen gynnas av att ett område får bättre miljö uppstår både direkta effekter och så kallade spridningseffekter. Vinster av en ökad försäljning av fiskekort kan normalt anses vara en direkt effekt av en åtgärd som ökar fiskmängden. Andra eventuella vinstökningar från t.ex. försäljning av fiskeutrustning och hotellnätter räknas därmed normalt som spridningseffekter. Detta förklaras av att turistnäringen i ett annat område normalt missgynnas i motsvarande grad jämfört med referensalternativet, så att nettoeffekten blir noll. De turister som dras till området med förbättrad miljö skulle annars sannolikt ha besökt något annat område (eller gjort av med motsvarande mängd pengar på något annat). Vinsteffekter av förändrad turism kommer därför i regel att uppstå på flera ställen, dels det område som direkt berörs av åtgärden och där vinster ökar som följd av miljöförbättringen, dels de områden som nu får färre turister än i referensalternativet och där vinsterna inom turistnäringen därför kommer att minska. Motsvarande kan gälla beträffande sysselsättningseffekter. För svenska turister kan dessa effekter normalt förväntas att vara ungefär lika stora, så att det ekonomiska nettoutfallet som helhet blir noll eller försumbart liten. Positiva eller negativa nettoeffekter av förändrad turism för en CBA som avgränsas till Sverige kommer normalt

bara att uppstå om utländska invånares turism i Sverige, eller svenskar som annars skulle ha semestrat utomlands, påverkas. Liknande resonemang gäller för de flesta andra typer av spridningseffekter, och det är därför i normalfallet som sagt tillräckligt att studera de direkta effekterna.

### *Rekreation*

Rekreation kring uppdämda vatten är speciellt på det sättet att vissa typer av rekreation gynnas av fritt strömmande vatten medan andra gynnas av ett mer sjöliknande vatten. Vid åtgärder som påverkar vattenflödet, och framför allt vid dammutrivning, är det därför viktigt att studera den aktuella platsen i detalj, eftersom det inte går att göra några generella antaganden om vilka nyttor eller kostnader som uppstår på grund av ändrade rekreativmöjligheter. Om det uppstår övervägande nyttor eller kostnader beror helt enkelt på vad vattenförekomsten används till i nuläget. Om det är många som bor längs med vattenmagasinet och har badbryggor och båtar uppstår det större kostnader vid en dammutrivning än om det inte bor någon vid magasinet eller om ingen använder vattnet för båtupplevelser och liknande. En annan fördel med uppdämt vatten som brukar lyftas fram är att vattnet ger en uppskattad spegelbild. Rekreativnyttor som kan uppstå vid en dammutrivning, förutom fiske, är normalt forspaddling, vackrare landskapsbild av fyllda torrfårar och naturupplevelser som fågelskådning tack vare ett gynnat ekosystem. Studier har visat att folk i allmänhet också hellre bedriver rekreation såsom vandring och cykling längs med fritt strömmande vatten än vid uppdämt vatten (Loomis, 2002; Getzner, 2014).

Om dammar har övervägande positiv inverkan på rekreation eller inte har länge debatterats och utgångspunkten är olika mellan studier, en mer genomgående diskussion finns i Getzner (2014). Rekommendationen är att detta bör studeras för varje åtgärdsalternativ specifikt och inte hanteras generellt, åtminstone i de fall påverkan på rekreation bedöms viktigt i sammanhanget. För att visa på denna problematik föreslås vidare att rekreation tas upp både som en nytta och som en kostnad vid bruttoidentifieringen i steg 5.

### **Referenser**

Getzner, M., 2014. Importance of Free-Flowing Rivers for Recreation: Case Study of the River Mur in Styria, Austria. *Journal of Water Resources Planning and Management*, vol. 141, no. 2.

Loomis, J., 2002. Quantifying recreation use values from removing dams and restoring free-flowing rivers: A contingent behavior travel cost demand model for the Lower Snake River. *Water Resources Research*, vol. 38, no. 6.

Naturvårdsverket, 2012. Sammanställd information om ekosystemtjänster. NV-00841-12. Naturvårdsverket, Stockholm.

Naturvårdsverket, 2015. Guide för värdering av ekosystemtjänster. Rapport 6690, Naturvårdsverket, Stockholm.