

## **Effekter av vattenkraftutbyggnad på vilt – en kunskapssammanställning**

Christer Nilsson  
Mats Dynesius

## Rapport från Svenska Jägareförbundets forskningsavdelning

---

- Utgivare** Svenska Jägareförbundet  
Forskningsavdelningen  
Box 7002  
S-750 07 Uppsala
- Redaktör** Åke Andersson
- Innehåll** Rapportserien omfattar i första hand uppsatser som redovisar resultat från försök, forskning och kunskapssammanställningar som utförts med medel från Jägareförbundets forskningstia samt sammanställningar av avskjutningsstatistik. Även andra uppsatser kan dock publiceras i serien.
- Målgrupp** Målgruppen är jaktvårdstjänstemän, administratörer, intresserade jägare etc.
- Anvisningar** Författare kan rekvirera anvisningar om textutformning m m. Adress enligt ovan.
- Citering** Uppsatser i rapportserien citeras: "Författarnamn, årtal. Titel. Svenska Jägareförbundet, Viltforum 19xx: x. Uppsala."
- Distribution** Rapporten skickas rutinmässigt till ett begränsat antal mottagare. Nya nummer aviseras i Svensk Jakt. Intresserade kan beställa rapporter från ovanstående adress eller per fax 018-30 02 46 alt tfn 018-67 25 76 (Ulla Nilsson). Rapporterna erhålles utan kostnad.

### Effekter av vattenkraftutbyggnad på vilt – en kunskapssammanställning

*Christer Nilsson*

*Mats Dynesius*

Rapporten har finansierats med bidrag från  
Svenska Jägareförbundets forskningstia.

Författarnas adress:  
Institutionen för ekologisk botanik, Umeå universitet,  
901 87 Umeå

## Innehåll

Inledning .....	1
Kunskapsläge .....	2
Några fakta om vattenkraftutbyggnad .....	2
Effekter på viltet .....	3
Överdämning .....	3
Förlust av översvämning .....	4
Kontinuerligt fluktuerande vattenstånd .....	6
Livsmiljöförändringar i floder i kalla klimatområden .....	7
Landskapsekologiska perspektiv .....	7
Slutsatser .....	8
Hur kan kunskapen ökas? .....	9
Erkännanden .....	10
Referenser .....	10

## Inledning

Huvuddelen av världens landyta avvattnas till havet av reglerade flodsystem (Ward och Stanford 1979, Petts 1984, Dynesius och Nilsson 1994). Av de 139 största flodsystemen i USA, Kanada, Europa och f d Sovjetunionen är 85 reglerade och 54 oreglerade (Dynesius och Nilsson 1994). De reglerade flodsystemen är genomsnittligt större än de oreglerade och ligger för det mesta i befolkade trakter.

I Sverige är 15 av de 16 största älvsystemen utbyggda för vattenkraftändamål. Det största oreglerade flodsystemet i Europa utanför Ryssland är Torne-Kalixälvsystemet. Det består av två parallella älvar (Torneälven och Kalixälven), sammanbundna på mitten av bifurkationsälven Täreändälven som leder över en del av Torneälvens vatten till Kalixälven. Det tredje stora

oreglerade vattendraget i Sverige är Vindelälven, som är ett biflöde till den starkt utbyggda Umeälven. Därutöver finns outbyggda biflöden till utbyggda storälvar och ett antal oreglerade skogsälvar av vilka Råneälven och Byskeälven är störst. Däremot är Piteälven, ofta räknad till en av "de fyra stora", inte helt oreglerad. Flera mindre regleringsmagasin i övre loppet ger ett svagt reglerat men ändå naturligt flöde. Dessutom finns ett nytt stort kraftverk i Sikfors ett par mil från utloppet i Bottenviken.

Den snabba utbyggnaden av världens vattenkraftresurser har skapat många intressekonflikter och ett ökande behov av kunskap om utbyggnadens konsekvenser. Detta gäller både vid redan genomförda och vid planerade utbyggnader. Dessa behov ställer självfallet också krav på ytterligare kunskap om hur naturliga vattendrag fungerar. Sverige skiljer sig inte från denna generella beskrivning eftersom vi har en hög utbyggnadsgrad, få kvarvarande älvsystem och älvsystemer, och en osäkerhet om vattenkraftens framtida roll i energiförsörjningen. Här finns också ett specifikt behov av mer kunskap eftersom ett stort antal omprövningar av gamla vattendomar står för dörren.

De flesta studier av vattenkraftutbyggnadens miljöeffekter rör ryggradslösa djur och fiskar, vilket tydligen framgår av de större böckerna i ämnet (Efford 1975, Ward och Stanford 1979, Baxter och Glaude 1980, Lillehammer och Saltveit 1984, Craig och Kemper 1987, Petts m fl 1989). Effekter på vilt är föga studerade. Som vilt betraktar vi här framförallt landlevande fåglar och däggdjur, med en tonvikt lagd på jaktbart vilt.

I denna uppsats sammanfattar vi vad som är känt om vattenkraftregleringarnas effekter på viltet. Exempel

tas från hela världen, men tonvikten läggs på nordliga områden jämförbara med Sverige. Dessutom ger vi förslag på vidare forskning.

## Kunskapsläge

Det finns en omfattande dokumentation av vattendragens och speciellt strandvegetationens stora betydelse för viltet, i nordliga områden främst från Nordamerika, t ex för wapitihjort (*Cervus elaphus*) (Ranta m fl 1982, McCorquodale m fl 1986), älg (*Alces alces*) (Brusnyk och Gilbert 1983, Doerr 1983, Risenhoover 1989), amerikansk vildren eller karibu (*Rangifer tarandus*) (Jakimchuk m fl 1987), åsnehjort eller svartsvanshjort (*Odocoileus hemionus*) (Carson och Peek 1987, Oedekoven och Lindzey 1987), vitsvanshjort (*Odocoileus virginianus*) (Compton m fl 1988, Dusek m fl 1989), prärievarg, (*Canis latrans*) (Parker och Maxwell 1989), svartbjörn (*Ursus americanus*) (Unsworth m fl 1989), nordamerikansk bäver (*Castor canadensis*) (Naiman m fl 1988) och kanadagås (*Branta canadensis*) (Campbell 1990).

Vattendragskorridoren är speciellt viktig i nordliga avrinningsområden. Den genomsnittliga nettoproduktionen av växter på oreglerade stränder längs nordliga floder är mer än dubbelt så hög (omkring 20 000 kg/ha/år) som nettoproduktionen av växter i boreala skogar (Whittaker 1975). Ett strand-samhälle med fem videarter på en ö i Tananafloden i Alaska hade 204 kg/ha "tillgängligt älgbete", d v s biomassan av alla kvistar ovanför älgarnas lägsta beteshöjd klippta vid den kvistjocklek som älgarna betar (LeResche m fl 1974). En annan fördel med vatten-

dragskorridorer i nordliga områden är att snötäcket ofta är tunnare på isen än i omgivande terräng. Detta gör det lättare för många djur att ta sig fram.

Denna information pekar på att stora effekter kan förväntas när floder exploateras för mänskliga ändamål. Publicerad information om effekterna av vattendragsreglering på vilt är dock inte speciellt omfattande eller tillgänglig. Den består mest av konsult-rapporter, gjorda i samband med planering av kraftutbyggnad, eller efter beslut om utbyggnad. De flesta redovisade fallstudier består dessutom av förundersökningar, ibland kompletterade med spekulationer om tänkbara regleringseffekter. Data från tiden efter utbyggnad domineras av enstaka observationer. Jämförande undersökningar av vilt i reglerade och oreglerade flodsystem saknas nästan helt (men se Olsson m fl 1988). I denna sammanställning läggs tonvikten på observerade effekter medan de flesta spekulationer om förhållanden efter reglering lämnas därhän.

## Några fakta om vattenkraftutbyggnad

I nordliga områden som Sverige där växlingar mellan varma och kalla årstider skapar stora variationer i älvarnas vattenföring har det varit nödvändigt med genomgripande regleringar för att effektivt kunna utnyttja vattenkraften. Den elkraft som produceras kan nämligen inte lagras till rimliga kostnader. I stället lagras vattnet.

Stora regleringsmagasin i fjälltrakterna, ofta skapade genom betydande överdämningar av land, håller kvar vårflodsvattnet. Detta vatten fördelas till en utjämnad vattenföring över hela



året. Vattenföringen genom kraftverken varierar efter elanvändningen. I allmänhet strömmar därför mer vatten genom kraftverken under vardagarna än under veckosluten, och mer vatten dagtid än nattetid. Dessutom finns variationer under dagarna.

Om magasinerna omedelbart uppströms kraftverken är små, vilket ofta är fallet i själva älvarna, kommer vattenståndet att fluktuera oupphörligt, ofta inom någon meters intervall. Sådana magasin kallas *älvmagasin*.

I syfte att ta tillvara all tillgänglig fallhöjd har de flesta utbyggda svenska älvar omvandlats till trappor av magasin och kraftverk. Så gott som alla forsar har dämats över eller torrlagts i dessa älvar. I många andra länder, t ex Norge och Kanada, är det vanligt att enstaka stora dammar reglerar vattenföringen längs långa sträckor av vattendragen nerströms, med bibehållna forssträckor. I sådana fall blir de ekologiska konsekvenserna mindre dramatiska än vid total avtrappning.

Vattenöverledningar mellan flodsystem liksom konstbevattning är också vanliga på många håll. Vattenföringen kan på så sätt öka, minska eller omfördelas över året. Verkningarna av sådana vattenföringsändringar brukar rubriceras nerströmseffekter.

Ibland urskiljs minikraftverk som en speciell typ av vattenkraftutbyggnad. Sådana kraftverk kännetecknas av att de är små (< 1 500 kW) men utbyggnadssättet - och därmed miljöeffektorna - skiljer sig principiellt inte från det som tillämpas vid större kraftverk.

I den följande framställningen behandlas olika effekter på viltet i anslutning till de övergripande förändringarna vid vattenkraftutbyggnad.

## Effekter på viltet

### Överdämning

Den mest påtagliga effekten av regleringsmagasinen, och ibland också av älvmagasinen, är den permanenta förlusten av livsmiljöer till följd av överdämning. Denna effekt är speciellt allvarlig när magasinerna ligger nära bergsområden, i torra områden, eller långt norrut där floddalarna i regel är de produktivaste områdena (t ex Baxter och Glaude 1980). Alla landdjur försvinner givetvis från de permanent överdämda områdena. Eftersom många arter föredrar dalbotten kan storskaliga överdämningar utrota hela populationer av arter. Många djur fångas och dränks när magasinerna fylls. Det finns exempel på omfattande räddningsaktioner av djur i samband med fyllning av nya magasin, t ex Afokaba-magasinet i Surinam-floden i Sydamerika där 10 000 landdjur räddades från en säker drunkningsdöd (Leentvaar 1973). I samband med konstruktionen av Voltamagasinet i Ghana praktiserades både räddning och utslaktning (Asibey 1969). Djur som räddats från dämningssområden har dock en osäker framtid eftersom de måste konkurrera med djuren i de områden där de sätts ut. Den nordamerikanska bävern kan nämnas som exempel på en art med så stark territoriekänsla att om den trängs undan från ett område genom överdämning har den mycket svårt att vandra genom redan bävertäta territorier på jakt efter lediga livsmiljöer (Penn 1975).

Skapandet av vattenmagasin behöver inte alltid vara negativt för viltet. I torra, ökenartade områden kan ett magasin attrahera djurliv eftersom det utgör en varaktig vattenresurs (Heinzenknecht och Paterson 1978). I

områden med kortvarig eller ingen isperiod kan grunda vattenmagasin utveckla riklig vegetation av höga växtarter typ kaveldun (*Typha spp*) o dyl. Sådana magasin kan vara gynnsamma för den vattenbundna fågelfaunan (Cada och Zadroga 1982, L. Edenius, muntligt), ibland även för bisam (*Ondatra zibethicus*) (Yeager 1949). När skogar överdäms utan föregående avverkning skapas tillfälliga livsmiljöer för hackspettar (Yeager 1949). Under senare decennier har dock nya dämningssområden i Sverige och många andra länder avverkats och röjts före dämningen.

Den första tiden efter en dämning sker en snabb produktionsökning i vattnet på grund av näringsläckage från den överdämda marken och vegetationen (t ex Runnström 1964, Nilsson 1973). Efter några år sjunker produktionen i vattnet, ofta till nivåer under de ursprungliga. Denna sk dämningseffekt omfattar alger, ryggradslösa djur och fisk, men är även observerad för flera arter av änder och vadarfåglar som häckat i större antal under några år vid nya magasin (Lid 1981, Moksnes 1981). Fiskmåsa (*Larus canus*) har även observerats häcka långt ner på magasinstränder under den tid magasinet fyllts (C. Nilsson, egna observationer), men det är troligt att bona dränks innan häckningen är klar.

Vid överdämningar av myrmark sker en urlakning av tungmetaller, speciellt kvicksilver, som anrikas i fisk (Bodaly och Hecky 1979, Meister m fl 1979). Kvicksilver i fisk kan antas spridas även till fiskande fåglar, t ex fiskgjuse (*Pandion haliaëtus*), men inga undersökningar om detta har publicerats.

I sammanhanget fåglar och regleringar kan även nämnas de sk viltvattnen, dvs små grunda vatten som anläggs för att gynna den vatten-

bundna fågelfaunan. Skillnaden mellan ett vattenkraftmagasin och ett viltvatten är dock att det senare, i den mån det regleras, håller en mer naturlig vattenståndsrytm än vattenkraftmagasinet (Rundle och Fredrickson 1981).

I samband med en del dämningar i framförallt USA utarbetas ibland skadelindrande planer ("mitigation plans") för att minska de negativa effekterna på bl a viltet. I sådana fall försöker man ersätta förlusterna av viktiga viltarter genom att i första hand öka djurtätheten i andra, närbelägna områden (t ex Anonymus 1990). Vi känner dock inte till några utvärderingar av hur sådana projekt lyckats på längre sikt.

### Förlust av översvämning

Den vanligaste nerströmseffekten av stora dammar är att vattenföringen utjämnas över året, ofta i kombination med korttidsreglering. I nordliga områden reduceras eller elimineras vårfloden, medan vintervattenföringen ofta ökas. I floder vars vatten överletts till andra floder minskar givetvis den totala vattenföringen. Den påtagligaste effekten av sådana regleringar är att stora delar av den tidigare stranden inte längre översvämmas. Torrlagda strandpartier utvecklar därför på sikt en skogsvegetation, medan nyetablering av strandvegetation kan ske omkring den nya vattenlinjen (Nilsson m fl 1991). Arealen av ny strandvegetation är ofta bara en bråkdel av den ursprungliga. Detta beror både på att vattenståndsvariationerna minskar i omfattning och att den nya stranden förflyttas från de breda översvämningssplanen till flodfåran.

Gill (1973) förutsade att vattenståndsregleringen i Peace-Athabasca-

deltat inom Mackenzie-flodsystemet i Kanada skulle innebära att näringsrika starrängar (*Carex atherodes*) växte igen med rör (*Calamagrostis spp*) och viden (*Salix spp*). Detta skulle innebära minskat bete för bison (*Bison bison*) och vissa fåglar. I ett längre perspektiv skulle dock videvegetationen ersättas av granskog (*Picea glauca* och *P. mariana*), och strandens sammanlagda växtproduktion skulle minska (jfr Kellerhals och Gill 1973). Denna produktionsminskning skulle inte bara bero på utebliven översvämning och slampålagring utan ytterligare förstärkas av expanderande permafrost och torvbildning (Kellerhals och Gill 1973). På nordliga stränder som förlorat sina årliga översvämningar är successionen från buskvegetation till högstammig skog av litet födovärde emellertid långsam (Grelsson och Nilsson 1980). Artförändringarna minskar populationerna av älg och bäver som inte använder gran. En annan förutsägelse av Kellerhals och Gill (1973) var att rastlokaler för vårflyttande fåglar skulle minskas, eller vissa år rentav elimineras, på grund av försenad islossning.

Såvitt vi vet har inga resultat av ytterligare forskning i Peace-Athabascadeltat publicerats, men några observationer finns tillgängliga. Förlusten av översvämning frilade exempelvis omkring 50 000 ha gyttjig strand, och nya vide- och ängssamhällen etablerades. Många kärr i deltat blev alltför grunda för att bisamen skulle kunna övervintra. Vid en räkning sent på året 1971 var det 40 000 djur i deltat, men tidigt år 1973 återstod endast 17 000 (Rosenberg 1986).

Vid inventeringar av djurlivet längs floderna Eastmain och Opinaca i nordöstra Kanada observerades inga förändringar på vinterbetet för snöskohare (*Lepus americanus*), ripa

(*Lagopus mutus*) och älg under de fem första åren efter att det mesta av flodernas vatten letts bort i samband med La Grande-projektet (Anonymus 1985). Däremot bedömdes potentialen för bisam och nordamerikansk bäver ha minskat eftersom den nya stranden saknade örtvegetation och bisamens ingångshål blottlagts (Anonymus 1985). Ett liknande scenario förutsades av Kellerhals och Gill (1973) i samband med Peace-flodens reglering. Å andra sidan bedömdes den exponerade stranden vid floderna Eastmain och Opinaca attrahera kanadagås under flyttningen (Roy och Messier 1989).

Strandområdena är extremt viktiga även i torra områden, t ex längs Colorado-floden där strandvegetationen kan vara det enda växtlivet av betydelse i vissa områden (Stanford och Ward 1986). Ett annat exempel är Zambezi-floden i södra Afrika, där strandvegetationen under torrtiden är huvudfödan för viltet i flodens närhet. Attwell (1970) beskrev de ekologiska följderna av Kariba-dammen på nerströmsområdena som är viktiga viltområden. På grund av det reglerade flödet har flera djurarter såsom elefant (*Loxodonta africana*), impala (*Aepyceros melampus*) och vattenbuffel (*Syncerus caffer*), i viss utsträckning även zebra (*Equus burchelli*), kommit att utöva ett extremt starkt tryck på strandvegetationen. Zambezi-flodens stränder översvämmades tidigare till ett djup av 5 m varvid vegetationen fick en chans till återhämtning från betet. Dessutom pålagrades vattentransporterat slam som gynnade växtproduktionen. Nu leder överbetningen till en minskning av livsmiljön som redan inneburit att flodhäst (*Hippopotamus amphibius*), krokodil (*Crocodylus niloticus*), och olika vattenfåglar minskat i populationsstorlek. Flodhästen missgynnas dessutom av

att kvarvarande vattensamlingar växer igen med flytande vattenväxter (främst *Salvinia auriculata* och *Pistia stratiotes*). Attwell (1970) förutspådde också sämre födotillgång för babian (*Papio ursinus*) som söker sin föda på regelbundet översvämmade strandjordar. En intressant effekt på fröspridningen är att elefantspillning med frön av det för elefanten viktiga foderträdet *Acacia albida* inte längre förs iväg av vattnet till sedimentområden där det skulle ha större chanser att gro.

Trots att Zambezi-floden inte längre översvämmas regelbundet har under åtminstone fyra olika år stora mängder vatten tappats under den ursprungliga lågvattenperioden. Detta har inneburit att ägg av kräldjur såsom krokodil och leguan (*Varanus niloticus*), och larver av amfibier har sköljts ut från vattensamlingar och förstörts. Fåglar som häckar nära torrtidens vattennivåer har också påverkats (t ex *Lobivanellus albiceps* och *Rhynchops flavirostis*).

Liknande problem har också uppstått i Zambezi-deltat (Tinley 1975). Före tillkomsten av Kariba-dammen översvämmade Zambezi-floden årligen 1 800 km<sup>2</sup> av deltat, där ett reservat utgör ett viktigt område för vattenbock (*Kobus ellipsiprymnus*), zebra, elefant, flodhäst och vattenbuffel. De gräs som är basfödan för dessa populationer riskerar dock att bli utarmade av överbetning samt uttorkning och försaltning av jordarna, vilket kan bli ödesdigert för många arter. Följderna för sällsynta arter kan bli speciellt allvarliga.

I det australiska inlandet finns våtmarker och f d flodfåror, s k billabongs, som är vattenfyllda under regnperioder men torkar ut dessemellan. Dessa temporära våtmarker är extremt viktiga för många vattenfåglar, och omfattande häckning sker under översvämningstiden. På grund av vattendrags-

reglering blir dessa och andra våtmarksområden inte längre regelbundet vattenfyllda, vilket har minskat populationerna av många fågelarter (Frith 1977). Längs nedre Rhône i Frankrike har på några av de forna översvämningssmarkerna utvecklats en fågelfauna typisk för grusbankar (Fruget 1992).

För att minska intrycket av en torr flodfåra har man i många torrlagda floder höjt vattenytan med hjälp av grunddammar. Sådana konstruktioner kan dock inte ersätta naturliga översvämningar men vissa djurarter kan gynnas. Exempelvis har vattenfåglar och däggdjur såsom bäver och bisam rapporterats reagera positivt på sådana åtgärder (Valeur 1981, Anonymus 1985, Jordhøy och Kålås 1992). En spegeldamm uppströms en grunddamm med mer eller mindre konstant vattennivå har i princip samma funktion som en bäverdamm.

#### *Kontinuerligt fluktuerande vattenstånd*

Det ständigt fluktuerande vattenståndet i älvmagasinen har visat sig ödesdigert för bävern (*Castor fiber*) som kräver ett stabilt vattenstånd vintertid (Wilsson 1964). I exempelvis Faxälven tvingades djuren ut ur sina hålor i stark kyla och fick dessutom vinterförråden bortspolade (Wilsson 1964). Många djur dog också av denna behandling (Wilsson 1964). Fynd av döda bävrar under tiden när kraftverken anläggs tyder på att även den perioden är farlig (Valeur 1981). Trots dessa problem har dock bävern expanderat starkt i Sverige samtidigt med vattenkraftutbyggnadsepoken under 1950-, 1960- och 1970-talen. Återutsättningar i kombination med fridlysning har gjort det möjligt för bävern att återta gamla livsmiljöer i framförallt oreglerade åar och bäckar.



Fluktuerande vattenstånd i magasin kan också vara skadliga för fågelfaunan. Wolf (1955) rapporterade exempelvis svåra förluster av andfågelbon och ägg vid ett korttidsreglerat magasin i Utah i USA.

Liknande negativa effekter på viltet kan också bli följden nerströms stora magasin. Books (1985) observerade exempelvis att häckningsförhållandena försvårades för fågelarter som häckade nära vattnet längs de mellersta delarna av Columbia-floden i USA. Orsaken var häftiga flödesvariationer. Han rapporterade också positiva effekter såsom att många fågelarter levde på insekter som strandade till följd av vattenståndsvariationerna.

#### *Livsmiljöförändringar i floder i kalla klimatområden*

Ändringar av vinteröppna lugnvattenpartiers läge kan få konsekvenser för fågelfaunan eftersom vårvakar är viktiga rastplatser för flyttfåglar. Jämförande undersökningar av flyttfågelsträck före och efter reglering saknas, men både Skoog (1975) och Svendsen (1990) ger exempel på att nya vårrastplatser för bl a sångsvan (*Cygnus cygnus*), knipa (*Bucephala clangula*), gräsand (*Anas platyrhynchos*) och vigg (*Aythya fuligula*) skapats efter reglering.

Nerströms kraftverken i floder belägna i kalla klimatområden ökar dimfrekvensen vintertid, vilket leder till rimfrost och isbark på de kvarvarande födoväxterna. Detta är till men för bl a orre (*Lyrurus tetrix*), dalripa (*Lagopus lagopus*) och älg (Skoog 1975).

I älvmagasinen i norra Skandinavien finns i regel inga forsar som kan erbjuda öppet vatten under vintern. Sådana inskränkningar av livsmiljön kan drabba fiskande djur som utter (*Lutra lutra*) och mink (*Mustela vison*). Här

ändras inte bara tillgången på fisk och fiskeplatser, utan även fiskens tillgänglighet. Vinteröppna forsar är även viktiga övervintringsområden för strömstare (*Cinclus cinclus*). Å andra sidan tillkommer nya ofrusna partier i älvmagasin, men deras betydelse för t ex utter och strömstare är okänd. Utterstammen har kraftigt minskat i Sverige, men vattenkraftutbyggnadens roll i sammanhanget är oklar. Skoog (1975) hävdade efter en intervjuundersökning att uttern försvinner vid vattenkraftutbyggnad. Olsson m fl (1988) jämförde frekvensen av utterspårtecken i reglerade och oreglerade älvar i norra Sverige utan att finna några påtagliga skillnader som kunde bero på reglering. De kunde inte heller förklara utterförekomsterna i reglerade älvar med att där fanns närbelägna oreglerade biflöden.

#### **Landskapsekologiska perspektiv**

Sentida artiklar om vattendragsekologi betonar den flerdimensionella karaktären hos vattendragen och det omgivande landskapet. Ward (1989) urskiljer exempelvis en tidsdimension samt tre rumsliga dimensioner i avrinningsområdet: längs vattendraget, vinkelrätt mot vattendraget, samt mellan vattendraget och marken under. Hittills är effekterna av vattenkraftutbyggnad på landskapets funktion dåligt kända utifrån det här flerdimensionella betraktelsesättet. Hur fungerar exempelvis ett reglerat vattendrag som korridor för flyttande djur? Ett helt utbyggt vattendrag med en rad kraftverk torde fungera dåligt som korridor för viltet. Décamps m fl (1987) visade från floden Garonne i Frankrike att förekomsten av en bred, sammanhängande remsa strandskog är tillräcklig för att bibehålla en artrik fågel-

fauna. I analogi med detta rapporterade Dister m fl (1990) att fragmenteringen av strandkorridoren längs övre Rhen i Tyskland har minskat antalet fågelarter. Att renskötsel försvåras av vattenkraftutbyggnad är väl känt (t ex Klein 1971, Eriksson 1981). I Skandinavien flyttades renarna tidigare vintertid längs älvkorridorerna från fjäl- len ner mot kusten. Idag har mycket av dessa förflyttningar ersatts av lastbilstransporter. En annan effekt på älvarnas korridorfunktion är att isförhållandena försämras, vilket kan göra det svårare för många djur att förflytta sig längs älven vintertid.

En vattenkraftutbyggnad påverkar också miljön vid sidan av själva vattendraget, och även viltets sätt att utnyttja vattendragen och deras omgivningar. Många författare uttrycker oro över att bygnadsverksamheten och den ökade aktiviteten överhuvudtaget skulle störa djurlivet. Kvantitativa data saknas dock. Litteraturen ger några exempel på hur viltet kan anpassa sig till redan genomförda utbyggnader. En direkt effekt av kraftledningar är att många fåglar dödas vid kollision med ledningarna (Kjos-Hanssen 1981a). Nyanlagda vägar kan utnyttjas av vilt i den mån vägarna korsar etablerade viltstråk (Kjos-Hanssen 1981b). Vägar och kraftledningar kan också öppna och störa tidigare orörda områden men kan även producera ett gott bete längs kanterna. Sprängstensupplag som jordtäcks och besås kan ge ökat gräsbete under några år (Kjos-Hanssen 1981c). När vägar genomkorsar stora områden kan djurpopulationer som tidigare inte haft regelbunden kontakt förenas. Sådana kontakter kan exempelvis gynna spridningen av sjukdomar (Simberloff och Cox 1987), men också minska risken för inavel.

## Slutsatser

Den åtminstone lokalt mest destruktiva effekten av vattenkraftutbyggnad på viltet är dränkningen av dalbottnar. Här försvinner såväl näringsunderlag som kommunikationsstråk. Sverige har gjort flera omfattande ingrepp av den typen. Sourva- och Seitevaremagasinen i Luleälven samt Gardikenmagasinet i Umeälven kan nämnas som exempel.

Säsongsdynamiken i vattenföring och vattenstånd kan beskrivas som själva drivfjädern i flodens maskineri, men den har kontrollerats så effektivt att högproduktiva, regelbundet översvämmade våtmarker numera är en sällsynthet i världen (Petts 1984). De regelbundna översvämningarna håller kvar vegetationssuccessionerna i ett ungt, betesproducerande stadium vilket skapar ypperliga förutsättningar för ett rikt djurliv. De skapar dessutom mångfald i vegetationen (Nilsson m fl 1989) vilket gynnar mångfalden även i djurlivet. I nordliga områden har skogseldar en liknande funktion som nyskapare av vegetation. Den unga vegetationen på brandfälten leder till ökade populationer av många växtätare (LeResche m fl 1974), och därigenom även av rovdjur. Strandområden erbjuder varaktiga livsmiljöer för växtätande djur (Telfer 1984). Under perioder med dålig tillgång på brandfältsbete får stränderna en ökad betydelse i landskapet (LeResche m fl 1974). I nordliga områden utgör de viktiga övervintringsområden för växtätande djur, delvis tack vare sin relativa snöfattigdom jämfört med omgivande områden.

Det finns få studier där man försökt förutsäga effekterna av vattendragsreglering på särskilda viltarter. Ballard m fl (1987, 1988) förutsade dock effekterna på älgpopulations-

dynamiken av föreslagen vattenkraftutbyggnad i Alaska. De behandlade fyra huvudsakliga grupper av miljöpåverkan: (1) livsmiljöförändringar, (2) geologiska och klimatiska förändringar, (3) direkt älgdöd, och (4) ökad mänsklig användning av området. Tänkbara effekter på älgen rubricerades som betydande, måttliga och mindre effekter. Totalt gav de exempel på elva betydande effekter, av vilka tio var negativa för älgpopulationerna och en positiv (tillkomst av bete i kraftledningsgator). De diskuterade också fjorton måttliga och fyra mindre effekter, samtliga till men för älgstammen. Däremot gjorde de ingen sammanvägning av effekterna.

Den slutsats som kan dras av befintlig dokumentation är att en av de viktigaste förutsättningarna för att bibehålla höga populationer av betande djur är att bibehålla översvämningarna och det nödvändiga utbytet mellan vattendragen och deras stränder. Trots det omfattande vattenkraftutnyttjandet i Sverige har dock ingen minskning av älgpopulationerna rapporterats i samband med den mest intensiva vattenutbyggnadsepoken. Tvärtom har älgstammen ökat. Detta beror bl a på regleringen av jakten och på att de utbredda kalhyggerna tagit över strändernas och brandfältens roll som viktiga produktionsområden för älgbete (Hakala m fl 1971, Krefting 1974, Hamilton m fl 1980).

### Hur kan kunskapen ökas?

De flesta studier av vattenkraftutbyggnader och vilt karaktäriseras som nämnts av spekulationer kring tänkbara regleringseffekter. Exempel finns både på försök att förutsäga den sammanlagda skadan av reglering

(Jourdonnais m fl 1990) och att förutsäga vilka mekanismer som kan komma att påverkas (Ballard m fl 1987, 1988). De flesta förutsägelser är dock mycket allmänt hållna och anger på sin höjd typen av förändring, däremot inte förändringens storlek (men se Jourdonnais m fl 1990). Uppenbarligen är faktaunderlaget för dåligt för att ge underlag för mer precisa förutsägelser.

För att skapa fördjupad kunskap om hur vattenkraftutbyggnaden påverkar viltet bör i tur och ordning fyra frågor besvaras: (1) finns det några skillnader i viltpopulationerna mellan reglerade och oreglerade vattendrag - vissa forskare (t ex Sundborg 1977) drar exempelvis slutsatsen att vattenkraftutbyggnad endast har obetydliga effekter på viltet; (2) var längs ett vattendrag uppträder eventuella skillnader, och vilka arter är inbegripna; (3) vilka är orsakerna till skillnaderna, och (4) hur kan de negativa effekterna av vattendragsreglering lindras effektivast?

Den första frågan besvaras bäst genom att studera skillnader mellan reglerade och oreglerade vattendrag, en metodik som använts bl a för strandvegetation (Nilsson m fl 1991), fisk (Bain m fl 1988) och utter (Olsson m fl 1988). Idag kan vi knappast för någon viltart, möjligen uttern undantagen (men här finns en åsiktsskillnad - se sid 7), säga hur mycket den påverkats av en utbyggnad av ett helt vattendrag. Därmed har vi också ett dåligt underlag för att förutsäga effekter av eventuella kommande exploateringar. Utgångspunkten vid sådana jämförande undersökningar ska vara att välja vattendrag som ursprungligen haft en likartad miljö och en likartad artsammansättning. De generella skillnader som upptäcks kan följaktligen antas bero på regleringen. I södra och mellersta Sverige är sådana studier svåra

att göra på grund av att alla större vattendrag på något sätt är påverkade av vattenkraftutbyggnad. De åtta nordligaste älvorna i Sverige kan dock med fördel användas. Torneälven, Kalixälven, Piteälven och Vindelälven utgör då exempel på naturliga (eller nära naturliga) älvar medan Luleälven, Skellefteälven, Umeälven och Ångermanälven blir exempel på utbyggda älvar. Om exempelvis älgstammens storlek skulle visa sig vara markant olika mellan dessa två typer av älvar finns anledning att misstänka en effekt av vattenregleringen eller någon samverkande faktor.

I det andra steget bör en rad frågor ställas: hur varierar effekterna av vattenkraftutbyggnad längs en älvs lopp? Kan ett kraftverk i det övre loppet av en älv orsaka andra effekter på viltet än en kraftstation i det mellersta eller nedre loppet? I vilken utsträckning kan ett oreglerat biflöde minska eller upphäva de negativa effekterna av dammar? Vilka arter är mest påverkade av respektive lokalisering? Finns det arter som är särskilt känsliga för eller motståndskraftiga mot älvreglering? Reagerar vissa arter fortare än andra? Vilka effekter har olika typer av älvreglering på viltpopulationer som periodvis utnyttjar strandvegetation?

I det tredje steget kan mekanismerna bakom de observerade förändringarna analyseras. Vilka processer har påverkats av vattenkraftutbyggnad, hur har de påverkats, och i vilken omfattning? Vilka förändringar i abiotiska faktorer (överdämning, förlust av översvämning, förlust av korridorer, etc) kan förklara de observerade förändringarna hos viltet? Här kan ett antal specifika frågor ställas: i vilken utsträckning har mängden och tillgången på föda ändrats efter reglering? Är viltets reproduktionsförmåga påverkad av förändringar i vatten-

ståndsvariationer? Hur påverkas viltets rörelser längs älvkorridoren när vattendraget däms, när forsar byts ut mot lugnflytande partier (eller magasin), eller när flödet reduceras i vissa älvpartier? I vilken utsträckning leder fragmentering av en kontinuerlig älv till isolering av populationer?

Det sista steget kan inkludera följande frågor: hur varierar möjligheterna att restaurera mängden av olika viltarter längs en utbyggd älv? Var längs en utbyggd älv kan en särskild åtgärd ge bästa effekten? Hur kan korridorer längs en reglerad älv bibehållas eller återskapas?

## Erkännanden

Denna studie initierades och bekostades av Svenska Jägareförbundet. Vi tackar Lars Edenius för värdefulla synpunkter på manuskriptet. En engelsk version av uppsatsen har publicerats i tidskriften *Regulated Rivers* 9:45–53 (1994).

## Referenser

- Anonymus 1985. Eastmain and Opinaca diversion: A study of the changes downstream from diversion points. Comprehensive report 1980–1984. Société d'énergie de la Baie James, and La Société des travaux de correction du Complexe La Grande. Québec.
- Anonymus 1990. Kerr Project Mitigation and Management Plan. Montana Power Company, Butte, Montana.
- Asibey, E. O. A. 1969. Wildlife in the Volta Basin. Sid. 366–372 i Man-



- made lakes. Red. av L. E. Obeng. Ghana Universities Press, Accra.
- Attwell, R. I. G. 1970. Some effects of Lake Kariba on the ecology of a floodplain of the Mid-Zambezi Valley of Rhodesia. *Biological Conservation* 2:189–196.
- Bain, M. B., J. T. Finn och H. E. Booke. 1988. Streamflow regulation and fish community structure. *Ecology* 69:382–392.
- Ballard, W. B., A. F. Cuning och J. S. Whitman. 1988. Hypotheses of impacts on moose due to hydroelectric projects. *Alces* 24:34–47.
- Ballard, W. B., J. S. Whitman och N. G. Tankersley. 1987. Impact mechanisms of hydroelectric development projects on moose in North America. *Swedish Wildlife Research Supplement* 1:737–740.
- Baxter, R. M. och P. Glaude. 1980. Environmental effects of dams and impoundments in Canada: experience and prospects. *Canadian Bulletin of Fisheries and Aquatic Sciences* 205:1–34.
- Bodaly, R. A. och R. E. Hecky. 1979. Post-impoundment increases in fish mercury levels in the Southern Indian Lake Reservoir, Manitoba. Fisheries and Marine Service Manuscript Report No. 1531.
- Books, G. G. 1985. Avian interactions with Mid-Columbia River water level fluctuations. *Northwest Science* 59:304–312.
- Brusnyk, L. M. och F. F. Gilbert. 1983. Use of shoreline timber reserves by moose. *Journal of Wildlife Management* 47:673–685.
- Cada, G. F. och F. Zadroga. 1982. Small-scale hydroelectric power for developing countries: methodology of site-selection based on environmental issues. *Environmental Conservation* 9:329–338.
- Campbell, B. H. 1990. Factors affecting the nesting success of Dusky Canada Geese, *Branta canadensis occidentalis*, on the Copper River Delta, Alaska. *Canadian Field-Naturalist* 104:567–574.
- Carson, R. G. och J. M. Peek. 1987. Mule deer habitat selection patterns in Northcentral Washington. *Journal of Wildlife Management* 51:46–51.
- Craig, J. F. och J. B. Kemper (red) 1987. Regulated streams. *Advances in ecology*. Plenum Press, New York.
- Décamps, H., J. Joachim och J. Lauga. 1987. The importance for birds of the riparian woodlands within the alluvial corridor of the river Garonne, S.W. France. *Regulated Rivers* 1:301–316.
- Dister, E., D. Gomer, P. Obrdlik, P. Petermann och E. Schneider. 1990. Water management and ecological perspectives of the Upper Rhine's floodplains. *Regulated Rivers* 5:1–15.
- Doerr, J. G. 1983. Home range size, movements and habitat use in two moose, *Alces alces*, populations in southeastern Alaska. *Canadian Field-Naturalist* 97:79–88.
- Dusek, G. L., R. J. Mackie, J. D. Herriges, Jr. och B. B. Compton. 1989. Population ecology of white-tailed deer along the lower Yellowstone River. *Wildlife Monographs* 104:3–68.
- Dynesius, M. och C. Nilsson. 1994.

- Fragmentation and flow regulation of river systems in the northern third of the world. *Science* 266:753–762.
- Efford, I. E. (red) 1975. Environmental impact assessment and hydroelectric projects: hindsight and foresight in Canada. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 32:97–209.
- Eriksson, O. 1981. Förändringar i renbetesförhållandena vintertid längs reglerade vattendrag. Sid. 32–41 i *Vassdragsreguleringsverkningarna på vilt*. Red. av O. Kjos-Hanssen, T. B. Gunneröd, P. Mellqvist och O. Dammerud. Norges Vassdrags- og Elektrisitetsvesen, Direktoratet for Vilt- og Ferskvannsfisk. Oslo.
- Frith, H. J. 1977. Waterfowl in Australia. Reed, Sydney.
- Fruget, J. F. 1992. Ecology of the Lower Rhône after 200 years of human influence: a review. *Regulated Rivers* 7:223–246.
- Gill, D. 1973. Modification of northern alluvial habitats by river development. *Canadian Geographer* 17:138–153.
- Grelsson, G. och C. Nilsson. 1980. Colonization by *Pinus sylvestris* of a former middle-geolittoral habitat on the Umeälven river in northern Sweden, following river regulation for hydro-electric power. *Holarctic Ecology* 3:124–128.
- Hakala, J. B., R. K. Seemel, R. A. Richey och J. E. Kurtz. 1971. Fire effects and rehabilitation methods - Swanson-Russian Rivers fires. Sid. 87–99 i *Fire in the northern environment*, red. av C. W. Slaughter, R. J. Barney och G. M. Hansen, Pacific Northwest Forest and Range Experiment Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture, Portland.
- Hamilton, G. D., P. D. Drysdale och D. L. Euler. 1980. Moose winter browsing patterns on clearcuttings in northern Ontario. *Canadian Journal of Zoology* 58:1412–1416.
- Heinzenknecht, G. B. och J. R. Paterson. 1978. Effects of large dams and reservoirs on wildlife habitat. Sid. 101–147 i *Environmental Effects of Large Dams*. Red. av W. V. Binger m fl. American Society of Civil Engineers, New York.
- Jakimchuk, R. D., S. H. Ferguson och L. G. Sopuck. 1987. Differential habitat use and sexual segregation in the Central Arctic caribou herd. *Canadian Journal of Zoology* 65:534–541.
- Jordhøy, P. och J. A. Kålås. 1992. Lesjaleirene - effekter av flomsikring, drenering og oppdyrking på fuglefaunaen. *Norges Vassdrags- og Energiverk*, Oslo.
- Jourdonnais, J. H., J. A. Stanford, F. R. Hauer, och C. A. S. Hall. 1990. Assessing options for stream regulation using hydrologic simulations and cumulative impact analysis: Flathead River basin, U.S.A. *Regulated Rivers: Research and Management* 5:279–293.
- Kellerhals, R. och D. Gill. 1973. Observations and potential downstream effects of large storage projects in northern Canada. Sid. 731–754 i *Transactions of the Eleventh International Congress of Large Dams*, Madrid, Spain, Vol. 1. International Commission on Large Dams, Paris.

- Kjos-Hanssen, O. 1981a. Registreringer av fugl og pattedyr under kraftlinjer. Sid. 158–168 i Vassdragsregulerings virkninger på vilt. Red. av O. Kjos-Hanssen, T. B. Gunneröd, P. Mellqvist och O. Dammerud. Norges Vassdrags- og Elektrisitetsvesen, Direktoratet for Vilt- og Ferskvannsfisk. Oslo.
- Kjos-Hanssen, O. 1981b. Bruk av anleggsveger under og etter kraftutbygginger. Sid. 185–196 i Vassdragsregulerings virkninger på vilt. Red. av O. Kjos-Hanssen, T. B. Gunneröd, P. Mellqvist och O. Dammerud. Norges Vassdrags- og Elektrisitetsvesen, Direktoratet for Vilt- og Ferskvannsfisk. Oslo.
- Kjos-Hanssen, O. 1981c. Viltets bruk av steintipper. Sid. 208–213 i Vassdragsregulerings virkninger på vilt. Red. av O. Kjos-Hanssen, T. B. Gunneröd, P. Mellqvist och O. Dammerud. Norges Vassdrags- og Elektrisitetsvesen, Direktoratet for Vilt- og Ferskvannsfisk. Oslo.
- Klein, D. R. 1971. Reaction of reindeer to obstruction and disturbances. *Science* 173:393–398.
- Krefting, L. W. 1974. Moose distribution and habitat selection in north central North America. *Naturaliste Canadien* 101:81–100.
- Leentvaar, P. 1973. Lake Brokopondo. Sid. 186–196 i *Man-made lakes: their problems and environmental effects*. Red. av W. C. Ackermann, G. F. White, E. B. Worthington och J. L. Ivens. Geophysical Monographs 17, American Geophysical Union, Washington.
- LeResche, R. E., R. H. Bishop och J. W. Coady. 1974. Distribution and habitats of moose in Alaska. *Naturaliste Canadien* 101:143–178.
- Lid, G. 1981. Virkninger på fuglefaunan ved permanente vannstandshevninger. Sid. 95–102 i Vassdragsregulerings virkninger på vilt. Red. av O. Kjos-Hanssen, T. B. Gunneröd, P. Mellqvist och O. Dammerud. Norges Vassdrags- og Elektrisitetsvesen, Direktoratet for Vilt- og Ferskvannsfisk. Oslo.
- Lillehammer, A. och S. J. Saltveit (red) 1984. *Regulated rivers*. Universitetsforlaget, Oslo.
- McCorquodale, S. M., K. J. Raedeke och R. D. Taber. 1986. Elk habitat use patterns in the shrub-steppe of Washington. *Journal of Wildlife Management* 50:664–669.
- Meister, J. F., J. DiNunzio och J. A. Cox. 1979. Source and level of mercury in a new impoundment. *Journal of the American Water Works Association* 71:574–576.
- Moksnes, A. 1981. Fuglebestanden ved Nesjøen i Tydal. Sid. 111–121 i Vassdragsregulerings virkninger på vilt. Red. av O. Kjos-Hanssen, T. B. Gunneröd, P. Mellqvist och O. Dammerud. Norges Vassdrags- og Elektrisitetsvesen, Direktoratet for Vilt- og Ferskvannsfisk. Oslo.
- Naiman, R. J., C. A. Johnston och J. C. Kelley. 1988. Alteration of North American streams by beaver. *BioScience* 38:753–762.
- Nilsson, C., G. Grelsson, M. Johansson och U. Sperens. 1989. Patterns of plant species richness along riverbanks. *Ecology* 70:77–84.
- Nilsson, C., A. Ekblad, M. Gardfjell och B. Carlberg. 1991. Long-term effects of river regulation on river margin vegetation. *Journal of Applied Ecology* 28:963–987.
- Nilsson, N.-A. 1973. Biological effects

- of water-power exploitation in Sweden, and means of compensation for damage. Sid. 923–940 i Transactions of the eleventh international congress of large dams, Madrid, Spain. Vol. 1. International Commission on Large Dams, Paris.
- Olsson, M., F. Sandegren och T. Sjöåsen. 1988. Utterinventering Norrland 1986–87. Naturhistoriska riksmuseet och Svenska Jägarförbundet, Stockholm.
- Parker, G. R. och J. W. Maxwell. 1989. Seasonal movements and winter ecology of the coyote, *Canis latrans*, in northern New Brunswick. Canadian Field-Naturalist 103:1–11.
- Penn, A. F. 1975. Development of James Bay: the role of environmental impact assessment in determining the legal right to an inerlocutory unjunction. Journal of Fisheries Research Board Canada 32:136–160.
- Petts, G. E. 1984. Impounded rivers. Perspectives for ecological management. Wiley, Chichester.
- Petts, G. E., P. Armitage och A. Gustard (red) 1989. Proceedings from the fourth international symposium on regulated streams. Regulated Rivers 3:1–394.
- Ranta, W. B., H. G. Merriam och J. F. Wegner. 1982. Winter habitat use by wapiti, *Cervus elaphus*, in Ontario woodlands. Canadian Field-Naturalist 96:421–430.
- Risenhoover, K. L. 1989. Composition and quality of moose winter diets in interior Alaska. Journal of Wildlife Management 53:568–577.
- Rosenberg, D. M. 1986. Resources and development of the Mackenzie system. Sid. 517–540 i The ecology of river systems. Red. av B. R. Davies och K. F. Walker. Dr W. Junk Publishers, Dordrecht.
- Roy, D. och D. Messier. 1989. A review of the effects of water transfers in the La Grande hydroelectric complex (Québec, Canada). Regulated Rivers 4:299–316.
- Rundle, W. D. och L. H. Fredrickson. 1981. Managing seasonally flooded impoundments for migrant rails and shorebirds. Wildlife Society Bulletin 9:80–87.
- Runnström, S. 1964. Effects of impoundment on the growth of *Salmo trutta* and *Salvelinus alpinus* in Lake Ransaren (Swedish Lappland). Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie 15:453–461.
- Simberloff, D. och J. Cox. 1987. Consequences and costs of conservation corridors. Conservation Biology 1:63–71.
- Skoog, P. 1975. Vattendragen i norra Sverige, zoologiska naturvärden. Zoologiska institutionen, Stockholms universitet, Stockholm.
- Stanford, J. A. och J. V. Ward. 1986. The Colorado river system. Sid. 353–374 i The ecology of river systems. Red. av B. R. Davies och K. F. Walker. Dr W. Junk Publishers, Dordrecht.
- Sundborg, Å. 1977. Älv, kraft, miljö. Vattenkraftutbyggnadens miljöeffekter. Statens naturvårdsverk, Stockholm.
- Svendsen, R. S. 1990. Sider ved kvinendenes opphold i Glomma mellom Alvdal og Aursunden om



- våren. *Fauna* 43:118–122.
- Telfer, E. S. 1984. Circumpolar distribution and habitat requirements of moose (*Alces alces*). Sid. 145–182 i *Northern ecology and resource management*. Red. av R. Olson, R. Hastings och F. Geddes. University of Alberta Press, Winnipeg.
- Tinley, K. L. 1975. Marromeu wrecked by the big dam. *African Wildlife* 29:22–25.
- Unsworth, J. W., J. J. Beecham och L. R. Irby. 1989. Female black bear habitat use in west-central Idaho. *Journal of Wildlife Management* 53:668–673.
- Valeur, P. 1981. Bever i regulerte vassdrag. Sid. 130–139 i *Vassdragsregulerings virkninger på vilt*. Red. av O. Kjos-Hanssen, T. B. Gunneröd, P. Mellqvist och O. Dammerud. Norges Vassdrags- og Elektrisitetsvesen, Direktoratet for Vilt- og Ferskvannsfisk. Oslo.
- Ward, J. V. 1989. The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society* 8:2–8.
- Ward, J. V. och J. A. Stanford. 1979. *The ecology of regulated streams*. Plenum Press, New York.
- Ward, J. V. och J. A. Stanford. 1993. Research needs in regulated river ecology. *Regulated Rivers* 8:205–209.
- Whittaker, R. H. 1975. *Communities and ecosystems*. 2. uppl. Macmillan Publishing Co., New York.
- Wilsson, L. 1964. *Bäver*. Bonniers, Stockholm
- Wolf, K. 1955. Some effects of fluctuating and falling water levels on waterfowl production. *Journal of Wildlife Management* 19:13–23.
- Yeager, L. E. 1949. Effect of permanent flooding i a river-bottom timber area. *Illinois Natural History Survey Bulletin* 25:33–65.



## **Viltforskningsrapporter från Svenska Jägareförbundet**

---

1994:1 Helldin, J-O. 1994. Mårdjakten i Mellansverige 1989-1993. 8 s.

