

Kapittel 17

Om å finne balansen mellom materielle og immaterielle mål ved forvaltningen av statseide naturressurser

AREZOO SOLTANI

Institutt for økonomi og administrasjon, Avdeling for samfunnsfag, Høgskulen på Vestlandet, Nærregion Sogn og Fjordane. Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning, Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU)

SAMMENDRAG Artikkelen viser hvordan målprogrammering kan brukes for å finne optimal forvaltning av skog når en ønsker å nå to mål som er i konflikt med hverandre. For å lage en bio-sosio-økonomisk modell av skogen må både biologiske, sosiale og økonomiske komponenter inkluderes. Her viser vi en slik modell som predikerer utviklinga i 35 år gitt en rekke restriksjoner som er definert av markedet, statlig politikk, tradisjonelle institusjoner og lokal kunnskap. Resultatet viser at de tradisjonelle institusjonene og den lokale kunnskapen er med på å sikre at skogen ikke ødelegges.

NØKKELORD immateriell kapital; tradisjonell kunnskap; målprogrammering; netto nåverdi, inntekt

ABSTRACT The paper explores the use of goal programming to find optimal forest management when two conflicting goals exist. To build the bio-economic model both biological and socio-economic components are included. The model was run under a period of 35 years under restrictions posed by market, state policies, traditional rules and knowledge. The results confirmed the importance of traditional rules and knowledge in avoiding resource depletion.

INNLEDNING

Forvaltning av naturressurser dreier seg ofte om samproduksjon av ulike økosystemtjenester (Nelson et al. 2009). De fleste av disse tjenestene er kompetitive, dvs. at hvis man produserer mer av ett produkt innenfor et gitt budsjett, må man redusere produksjonen av noen andre (MacGregor 1973). Derfor må man i skogforvaltning ofte gjøre valg mellom ulike mål, snarere enn å gjøre en optimering med hensyn til en enkelt målvariabel. Dessuten må naturressursforvaltere ta hensyn til både kommersielle og ikke-kommersielle goder når de lager planer for ressursutnyttinga. Målene stilles ofte opp for å ta hensyn til sosiale, politiske, økonomiske og kulturelle endringer.

Tradisjonelt har naturressursforvaltere søkt å nå økonomiske mål som maksimal netto nåverdi (NNV) ved å optimalisere uttaket av fysiske ressurser som fisk, tømmer eller beite (Limaei et al. 2014) selv om private eiere vil ta hensyn til ettervekst og miljøskader i den grad dette går utover profitten på lang sikt. Netto nåverdi av en investering kan defineres som dagens verdi av en serie fremtidige kostnader (negative verdier) og inntekter (positive verdier). Andre mål ble tillagt liten vekt etter som de ofte kom i konflikt med det økonomiske målet. I løpet av de seneste tiårene har betydningen av bærekraftig ressursforvaltning økt. Dette betyr at ressursene må brukes på en slik måte at det ikke ødelegger for framtidig utnyttelse av dem. Som en konsekvens skifter naturressursforvalterne nå til planer med flere ulike mål som skal oppnås simultant. Det kan være 1) økonomiske mål, som følge av høsting, 2) sosiale mål, f.eks. om sysselsetting i næringssvake distrikter, og 3) miljømål, som redusert utslipp av klimagasser, eller minimering av miljøforstyrrelser som følge av høsting. Målprogrammering (MP) er en av de mest anvendte teknikkene for å håndtere slike flermålsproblemer. Dessuten er MP en mye brukt metode for å understøtte beslutninger om bruk og vern av skog (Bertomeu og Romero, 2001; Díaz-Balteiro og Romero, 2003; Diaz-Balteiro et al., 2013).

Målprogrammering (MP) er en del av et fagfelt vi kan kalle flermåloptimering. Det kan oppfattes som en utvidelse, eller generalisering, av lineær programmering slik at den kan handtere flere mål som vanligvis er i konflikt med hverandre. Hvert av målene kvantifiseres og man ønsker å maksimere eller minimere verdien av disse målene. Avvik fra disse målverdiene søkes da minimert ved hjelp av en måloppnåelsesfunksjon. Slik kan MP deles i tre stadier: 1) fastsettelse av hvilke ressurser som kreves for å nå målverdiene, 2) beregning av hvor stor måloppnåelse som er mulig innenfor de gitte ressurser, og 3) påvisning av den mest tilfredsstillende løsningen med gitte ressurser og prioritering av målene.

Naturressursforvaltere i mange utviklingsland møter ekstra utfordringer siden skogressursene spiller en avgjørende rolle for levekåra til folk på landsbygda. Store deler av denne skogen er nasjonalisert ved at den eies av staten (Thomas 2008) og forvaltes av et offentlig organ. Slike offentlige organisasjoner ser gjerne på bygdefolket som en trussel mot skogen (Larson & Ribot 2007) og tror som regel at statlig eierskap er nødvendig for å unngå at skogen rases av rovhogst. Til tross for at staten er den formelle eieren, fortsetter mange lokalsamfunn å praktisere tradisjonelle forvaltningsregler som ble utviklet lenge før nasjonaliseringa. Dette er gjerne en følge av at folk i området er helt avhengige av skogen i nærheten for å opprettholde levemåten sin. Denne beskrivelsen er dekkende også for Zagrosfjellene i Iran. Etter 1980 har vi imidlertid sett mange vellykkede eksempler på felles forvaltning av allmenningsskog (Ostrom 1990, Agrawal 2001, Wily 2004, Pagdee et al. 2006).

Hovedhensikten med denne artikkelen er å presentere en MP-modell som kan hjelpe dem som analyserer og tar beslutninger om ressursforvaltning. Således vil jeg introdusere en MP-modell for optimering med flere mål, og denne vil bli knyttet til et praktisk eksempel. For å vise de grunnleggende prinsippene i MP skal jeg bruke et eksempel fra en statlig skogeiendom i et utviklingsland (som i Iran). I dette tilfellet er det staten som er formell eier av skogen, og de ansatte i statsadministrasjonen er ansvarlige for at skogen forvaltes i henhold til lovregler og planer godkjent av landbruksdepartementet. Statens primære mål er å håndheve skogloven og beskytte skogen mot forringelse. Folk i nærliggende landsbyer bruker imidlertid skogen både som beiteområder for husdyra sine og for å brenne tre-kull som de kan selge på lokale markeder. Statens skogforvaltere ser ofte på de lokale bøndene som en trussel mot skogen. Eksemplet viser hvordan tradisjonelle forvaltningsregler bidrar til å hindre avskoging. Derfor kan forskningsspørsmålene formuleres slik:

1. Hvilken betydning har tradisjonelle regler og kunnskap for bevaring av skogressursene?
2. Hvordan vil ulik vektlegging av biologiske og økonomiske mål påvirke den optimale ressursbruken?

Resten av artikkelen er organisert på følgende måte: Etter denne innledningen blir metoden beskrevet i del 2. Noen resultater presenteres i del 3, og så følger diskusjonen i del 4.

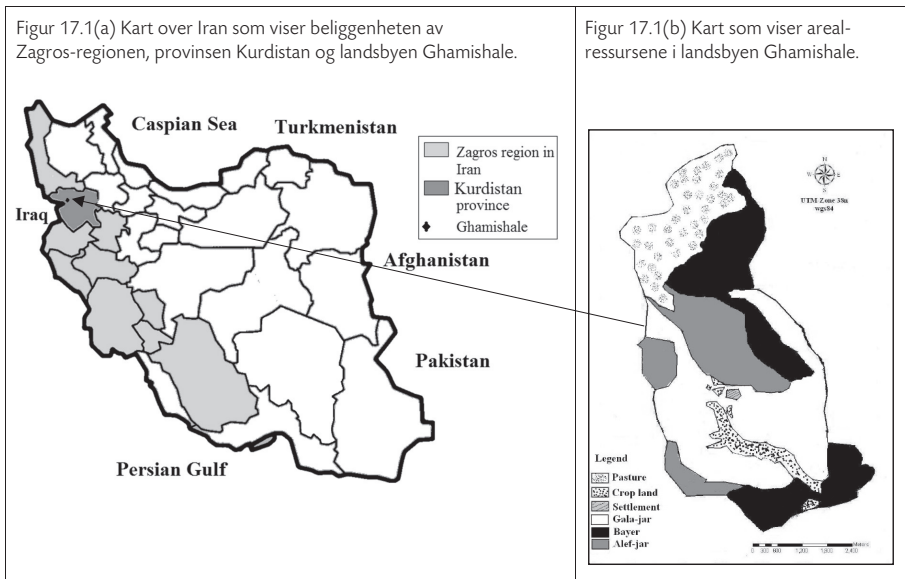
METODE

BESKRIVELSE AV STUDIEOMRÅDET

En landsby som heter Ghamishale i Zagrosfjellene i Iran ble valgt ut for en detaljert analyse. Den representerer de landbruksmessige, sosiale og økonomiske forholdene i regionen ganske godt. Ghamishale ligger 25 km fra byen Marivan (91 000 innb.) og 101 km fra Sanandaj (311 000 innb.), provinshovedstaden i Kurdistan (figur 17.1). Landsbyen hadde 43 husholdninger med en samlet befolkning på 221 mennesker og omfatter et samlet areal på 2710 ha, der 2570 ha av dette er skog og/eller beiteland. Det dyrka arealet er på 140 ha. Skogen domineres av eik, men er ganske glissen. Det er tydelig forskjell på vegetasjonen på de to sidene av dalen. På solsida er skogen mer glissen og grasproduksjonen høyere enn på skyggesida (FRWO 2005, Soltani & Eid 2013). Skog og husdyrbeite eies formelt av staten siden 1963. Som et resultat av dette er landsbyfolkets bruk av utmarka regulert av statens eiendomsutøvelse. Ettersom bygdefolket er helt avhengig av å bruke utmarka, og fordi statens tilstedeværelse er ganske sporadisk, er bruken av skog og beite i praksis fortsatt hovedsakelig regulert av tradisjonelle sedvaneretter selv om dette ikke er formelt akseptert av statsforvaltninga. Etter de tradisjonelle reglene i Ghamishale er utmarka delt i tre forvaltningsregimer, nemlig Gala-jar, Alef-jar og Bayer (figur 17.1). I Gala-jar-områdene praktiseres det lauving, beite, vedsanking og plukking av frukt og sopp. Etter de tradisjonelle reglene har folk ikke lov til å hogge trær som er mindre enn 40 cm i diameter i brysthøyde. I stedet kan slike trær brukes til lauving (styving). Friske greiner av eik kuttet og lagres til vinterfôr. Lauv og skudd brukes som fôr for geiter, mens større greiner brukes som ved, særlig ved matlaging og brødbaking. De områdene som brukes til lauving, deles ytterligere i fire deler, der lauving bare er tillatt i en av delene hvert år. Dermed oppnår man en fireårig rotasjon. I Alef-jar-områdene slår man gras til høy som sauene lever av om vinteren. Disse områdene skal ikke brukes som beite fra mars til juni. Grasslått, vedsanking og hogst er tillatt året rundt. Bayer-områdene brukes først og fremst til beite og hogst av ved og annet trevirke. Landsbyen kan i fellesskap bestemme at noen eiker ikke må hogges eller lauves. Hensikten med dette er å skaffe skygge for folk og fe om sommeren og for å lette tilgangen på eikenøtter til foryngelse av skogen (Soltani & Eid 2013). Plasseringen av disse tre-regimene i terrenget er bestemt av økologiske (høyde, helling og forholdet mellom trær og gras) og økonomiske (avstand fra bebyggelse) forhold. Derfor er det slik at Gala-jar med relativt større tetthet av trær finnes nærmere husene slik at lauv og greiner ikke må transporteres så langt når de skal gis til geitene. Alef-jar er lokalisert høyere opp i dalsidene der grasveksten er bedre. Det tradisjonelle landbruket er ganske fleksibelt og praktiseres i samsvar med aktuelle behov. Hvis man trenger

mer geitefôr, kan for eksempel deler av Alef-jar overføres til Gala-jar. I de siste 30 åra har Gala-jar-arealet økt (Soltani & Eid 2013). Dette har vært en konsekvens av økt geitetall og lavere produktivitet i grasområdene, antakelig på grunn av tørke.

For å modellere den tradisjonelle forvaltninga av ressursene ble de tre forvaltningsområdene også delt videre i to; solsiden og skyggesiden av dalføret. Dermed ble hele landsbyens utmark delt i seks ganske homogene deler til bruk i modellen.

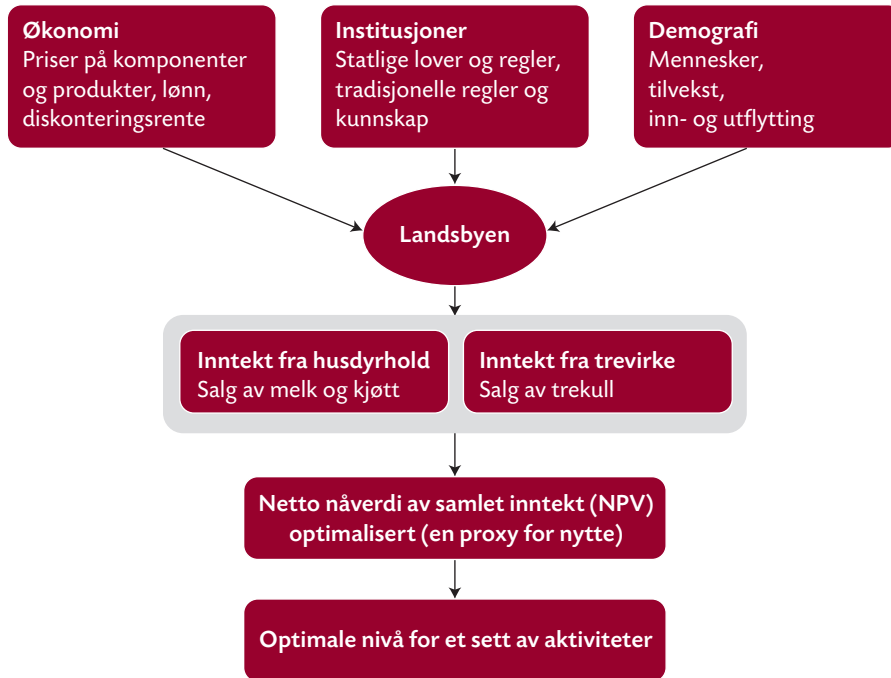


Figur 17.1(a)-(b). Studieområdets lokalisering og arealressursene i Ghamishale.

DEN BIO-SOSIO-ØKONOMISKE MODELLEN

Den bio-sosio-økonomiske modellen er en interdisiplinær angrepsmåte som kombinerer biologiske og sosiale/økonomiske aspekter av ressursforvaltning. Modellen kjøres for en 35-års periode, med diskontinuerlig tid, og med hvert tidsintervall lik ett år. Biologiske elementer omfatter fem grupper: eiketrær, gras, geiter, sauer, mennesker og interaksjonene dem imellom. Den økonomiske delen av modellen inkluderer en maksimering av netto nåverdi (NNV) av inntekt fra husdyrhold og skogbruk på landsbynivå. Maksimering skjer innenfor begrensninger gitt av markedet, statlige lover og regler, tradisjonelle institusjoner og lokal kunnskap. De biologiske og økonomiske delene av modellen kan grovt forklares ved hjelp av et flytdiagram (figur 17.2) som så blir formulert matematisk. Modellen inneholder både materielle og immaterielle ressurser. De materielle ressursene er skog, husdyr, land og mennesker, mens de immaterielle ressursene er statlige

regler, tradisjonelle institusjoner, lokal kunnskap samt tillitsforholdet mellom staten og lokalbefolkninga. De immaterielle ressursene er restriksjoner i modellen.



Figur 17.2: Flytdiagrammet til den bio-sosio-økonomiske modellen.

Den biologiske delen av modellen beskriver sammenhengen mellom trær, geiter og sau.

Ligninga for trærnes utvikling skrives slik:

$$\mathbf{F}_{t+1} = \mathbf{FM} \cdot (\mathbf{F}_t - \mathbf{H}_t) + \mathbf{R}_t - \mathbf{BR}_t, \quad \text{Ligning 1}$$

der alle elementene er matriser. \mathbf{FM} er en overgangsmatrise som beskriver hvordan små trær vokser til større trær. \mathbf{F} er en matrise som viser hvor mange trær som fins i ulike diameterklasser i år t og $t+1$. \mathbf{H} viser hvor mange trær som hogges i ulike diameterklasser i løpet av et gitt år. \mathbf{R} viser hvor mange nye trær som vokser inn i minste diameterklasse et bestemt år, og \mathbf{BR} viser hvor mange trær som dør på grunn av beite i løpet av året.

Antall sau og geit framskrives på lignende måte med følgende ligning:

$$AP_{t+1}^K = AP_t^K + D_t^K \cdot (TM^K - I) \cdot AP_t^K - AS_t^K \quad \text{Ligning 2}$$

TM^K er overgangsmatrisene en for geit og en for sau, som beskriver hvordan små dyr vokser til eldre dyr, mens \mathbf{I} er en identitetsmatrise. \mathbf{AP} er antall dyr i ulike aldersklasser (K), og \mathbf{AS} viser hvor mange dyr som selges i løpet av året. \mathbf{D} er en tetthetsavhengig funksjon som regulerer dyras utvikling avhengig av utmarkas bæreevne. Tetthetsavhengig funksjon, en funksjon som viser hvordan populasjonen utvikler seg avhengig av hvor tett befolket området er.

Den sosiale delen av problemet er innebygd i målfunksjonen som en søker å maksimere, og de restriksjonene som en setter for slik maksimering. Innbyggerne i landsbyen antas å maksimere netto nåverdi (NNV) av samlet innbetaling fra utmarka, dvs. fra salg av melk, kjøtt og trekull. Netto nåverdi framskrives med følgende ligning:

$$NNV = \sum_{t=0}^{35} \frac{1}{(1+r)^t} \cdot (I_t - U_t) \quad \text{Ligning 3}$$

I_t er inntekt fra salg av melk, kjøtt og trekull, U_t er produksjonsutgifter og r er rente som er 6 % p.a. (Soltani et al. 2015a). NNV ble beregnet med en årlig diskonteringsrente på 6 %. Dette er en realrente som ikke inkluderer inflasjon. Lavere rente blir ofte brukt for langsiktige investeringer i skogbruk. CIA (2013) fant at den årlige veksten i BNP i Iran sank fra 5,9 % i 2010 til 2 % i 2011. Salehi-Isfahani (2009) viste at i 2006 var forbruket per innbygger på landsbygda om lag 53 % av forbruket i byene. Forbruket per innbygger vokste fortere i byene enn på landet etter 1989. Derfor er det vanskelig å fastslå om folk på landet i Iran forventer høyere økonomisk vekst enn det nasjonale gjennomsnittet. Ettersom optimeringa her er gjort ut fra landsbyens perspektiv, og folk i denne landsbyen er relativt fattige (Soltani et al. 2012), er det likevel rimelig å anta at en diskonteringsrente over den gjennomsnittlige tilvekstraten fungerer brukbart i en modell av deres atferd. I slike analyser kan valg av diskonteringsrente ha stor betydning for resultatet. Derfor ble modellen også kjørt med 3 og 9 % rente.

MODELLRESTRIKSJONER

Produksjonen av geit, sau og trekull begrenses av tradisjonelle regler, statlige reguleringer og ressurstilgangen. Det første knippet av restriksjoner er tradisjonelle regler som praktiseres av bygdefolket (Soltani & Eid 2013; Soltani et al. 2014; Soltani et al. 2015b):

- (i) styving som er begrenset til *Gala-jar*-områdene,
- (ii) oppdeling av *Gala-jar*-områdene i fire like deler der styving kun praktiseres i en av delene hvert år slik at man oppnår en fireårig rotasjon,

- (iii) hogst begrenses til trær over 40 cm brysthøyde i *Gala-jar*,
- (iv) grasslått begrenses til *Alef-jar*-områdene,
- (v) beite er ikke tillatt i *Alef-jar*-områdene fra mars til mai, og
- (vi) enkelte store trær beskyttes i *Gala-jar*- og *Alef-jar*- områdene.

Det andre knippet med restriksjoner er knyttet til forbud fra staten, dvs. FRWO (Forest, Rangeland and Watershed Organization), mot hogst av levende trær og trekullbrenning. Bygdefolket svarer på slike forbud ved å begrense hogsten til deler av skogen i *Alef-jar* og *Bayer* (Soltani & Eid 2013), der sannsynligheten for å bli arrestert er liten. Dette er modellert ved at bare en bestemt prosentandel av arealet er tilgjengelig for hogst.

Det tredje knippet restriksjoner representerer ressursbegrensningene. Dette dreier seg dels om hvor mye land landsbyen disponerer og hvilken produksjons- evne landet har. I husdyrholdet kan en snakke om arealenes bæreevne. Endelig er tilgangen på arbeidskraft helt avgjørende også i dette samfunnet. Noe arbeidskraft kan leies inn, særlig i onnene, men betalingsevnen er sjølsagt begrensa. Barn og ungdom deltar i noen grad i arbeidet i utmarka.

MODELLSCENARIER

To ulike scenarier ble analysert for perioden 2011–2045 (figur 17.3).

Det første scenariet, dagens situasjon (DS), framskriver situasjonen slik den er nå med tradisjonelle regler slik de fortsatt praktiseres, gjeldende statlige forbud og eksisterende ressurstilgang. DS-scenariet ble kalibrert med det faktiske hogst- kvantumet som Soltani & Eid (2013) fant og bestandene av sau og geit som ble telt av FRWO (2005). Forskjellene mellom dyretallene for 2011 i modellen og faktiske observasjoner året før var ganske små. Arealet i ulike forvaltningskatego- rier i modellen og i virkeligheten var også temmelig like ved starten av DS-scena- riet. Vi la derfor til grunn at modellen oppførte seg ganske realistisk.

Det andre modellscenariet (UTR) tilsvarte profittmaksimering uten statlige for- bud og tradisjonelle regler. Skrankene som følger av tradisjonelle regler og forbud fra FRWOs side, ble fjernet fra modellen. Da gjensto bare de skrankene som fulgte av tilgangen på naturressurser og arbeid.

MÅLPROGRAMMERING (FLERMÅLSPROGRAMMERING)

Det grunnleggende prinsippet i MP kan framstilles som en tre-steps prosess: Først må man definere en kvantitativ spesifikk målvariabel for hvert av målene, deretter må

man formulere en objektfunksjon for hvert mål, og endelig lete seg fram til en løsning som minimerer den vektete summen av avvik fra målet for hver av objektfunksjonene. Vi kan anta at staten i eksemplet ikke bare er opptatt av at skogen skal beskyttes som økosystem, men også av velferden til menneskene som bor i de nærliggende landsbyene. Da bør staten ta sikte på en optimal kombinasjon av to konkurrerende mål, nemlig maksimal biologisk stabilitet og maksimal verdiskaping i landsbyene. Vi kan prøve å lage en forvaltningsplan for de neste 30 åra. Da kan skogens stående biomasse pr arealenhet (m^3ha^{-1}) ved utgangen av planperioden (BSLUT) brukes som indikator på biologisk stabilitet,¹ mens netto nåverdien (NNV) av landsbyenes trekull- og husdyrproduksjon kan være en indikator på verdiskapinga. Disse målene er konkurrerende ettersom høyere NNV fører til lavere BSLUT og *vice versa*.

Mål 1: maks BSLUT Ligning4

Mål 2: maks NNV Ligning5

Vi kan ikke maksimere både NNV og BSLUT med samme forvaltningsperiode. Staten vil imidlertid gjerne komme så nær de maksimale verdiene som mulig. For å oppnå dette introduserer vi nye variabler i ligning 6 og 7 for å tillate at NNV og BSLUT avviker fra sine maksimale verdier. Vi får da nye ligninger for skranker på måloppnåelse:

$\text{BSLUT} + B_1 - B_2 = \text{BSLUT}_{\text{maks}}$ Ligning 6

$\text{NNV} + P_1 - P_2 = \text{NNV}_{\text{maks}}$ Ligning 7

Variablene B_1 og B_2 er kubikkmassen av stående skog ved utgangen av planperioden som er henholdsvis over og under det nivået man har som mål ($\text{BSLUT}_{\text{maks}}$), mens P_1 og P_2 er avvik som er henholdsvis over og under det økonomiske målet (NNV_{maks}). B_1 , B_2 , P_1 og P_2 er tilleggsvariabler som er nyttige og nødvendige i formuleringen av problemet dersom en ønsker å ha to målsetninger som er delvis kryssende. De er alle sammen ikke-negative. Den nye målfunksjonen skal gjøre verdien av disse variablene så små som mulig.

$\text{Min } Z = B_1 + B_2 + P_1 + P_2$ Ligning 8

Gitt at $g_i(x) \leq 0$, $i = 1, 2, \dots, 84$

$x_k \geq 0$, $k = 1, 2, \dots, 77$

$B_1 \geq 0, B_2 \geq 0, P_1 \geq 0, P_2 \geq 0$

1. Dette er en enkel indikator som kanskje ikke er tilfredsstillende i praktisk planlegging, men som er bra nok som illustrasjon her.

Der $g_i(x)$ er skranke i , og x_k er beslutningsvariabel k . Modellen inneholder 77 beslutningsvariabler og 84 ligninger. De viktigste beslutningsvariablene er antall husdyr og hogstkvantum i ulike deler av skogen. Restriksjonene ($g_i(x)$) som begrenser løsningsrommet, er beskrevet under avsnittet «Modellrestriksjoner». Årsaken til dette er at selv om det dreier seg om sosiale institusjoner, gir de seg utslag i regler for hvilke inngrep man kan gjøre i biologien. Eksemplet nedenfor viser hvordan en slik tradisjonell regel kan formuleres matematisk. Som nevnt deles Gala-jar-områdene i fire deler der styving (lauving) bare tillates i en av de fire delene hvert år. Da kan tilgangen på kvist til geitefôr i periode t (TKG_t) beregnes ved hjelp av følgende ligning:

$$TKG_t = 0,25 \cdot A_{\text{Gala-jar}} \cdot \sum_{d=1}^D \sigma_d \cdot f_{t,d} \quad \text{Ligning 9}$$

$A_{\text{Gala-jar}}$ er samla areal i Gala-jar, σ_d er vekten av kvisten som høstes fra et tre i diameterklasse d , og $f_{t,d}$ er antall trær i diameterklasse d .

Etter som målvariablene har ulik benevning (her i $m^3 ha^{-1}$ og USD), er det vanligvis lite tilfredsstillende å minimere en vanlig sum av avvik, slik det er skrevet i ligning 8. Derfor deles de på $BSLUT_{\text{maks}}$ og NNV_{maks} for å få verdier som er uten benevning. Dette kan skrives slik:

$$\text{Min } Z = \frac{B_1}{BSLUT_{\text{maks}}} + \frac{B_2}{BSLUT_{\text{maks}}} + \frac{P_1}{NNV_{\text{maks}}} + \frac{P_2}{NNV_{\text{maks}}} \quad \text{Ligning 10}$$

Gitt at $g_i(x) < 0$, $i = 1, 2, \dots, 84$

$x_k \geq 0$, $k = 1, 2, \dots, 77$

$B_1 \geq 0$, $B_2 \geq 0$, $P_1 \geq 0$, $P_2 \geq 0$

I tillegg er det mulig å gi ulike vektene (w_1 og w_2) til målvariablene. Disse vektene tjener to formål: (1) å gjøre alle avvik sammenlignbare og (2) å uttrykke den relative betydningen av hvert mål. Vektene (w_1 og w_2) representerer en slags straff for å avvike fra målene. Ettersom vi ikke vil ilegge straff for å overoppfylle målene om biologisk stabilitet (B_1) eller nåverdi (P_1), tar vi bare B_2 og P_2 i betraktning i den endelige utgaven av målfunksjonen, eq.11:

$$\text{Min } Z = w_1 \cdot \frac{B_2}{BSLUT_{\text{maks}}} + w_2 \cdot \frac{P_2}{NNV_{\text{maks}}} \quad \text{Ligning 11}$$

Gitt at $g_i(x) < 0$, $i = 1, 2, \dots, 84$

$x_k \geq 0$, $k = 1, 2, \dots, 77$

$B_2 \geq 0$, $P_2 \geq 0$

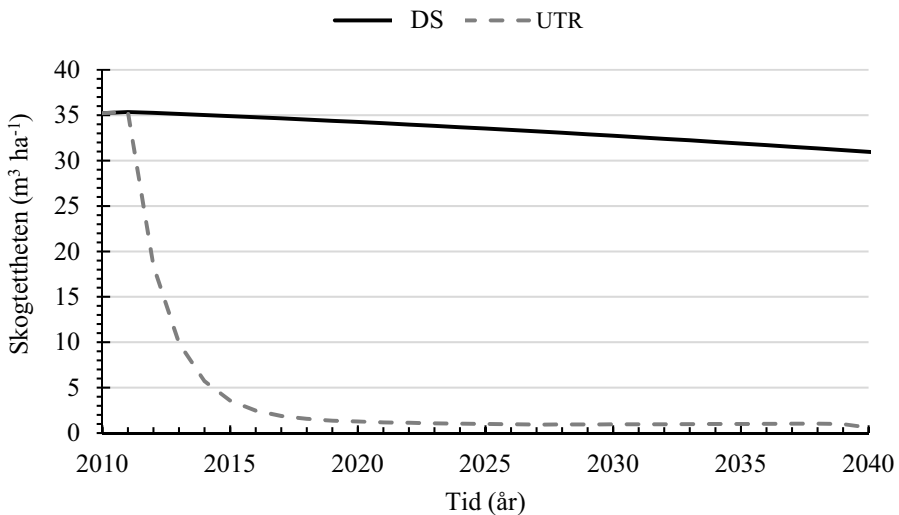
DATAINNSAMLING

Informasjon om skogforvaltning, trekullproduksjon, arealanvendelse og geitehold ble hentet fra sekundære kilder, først og fremst Soltani og Eid (2013). Data om fødsels- og mortalitetsrater for geiter og deres konsum av fôr ble hentet fra Soltani et al. (2014b), mens tilsvarende for sau skriver seg fra en feltundersøkelse forfatteren gjorde i 2010. Informasjon om befolkningen og dens utvikling over tid ble samlet i landsbyen og sammenholdt med offisiell statistikk fra Statistical Centre of Iran (2006 og 2011).

RESULTATER

DEN BIO-SOSIO-ØKONOMISKE MODELLEN

Resultatene viser at hvis landsbyen ikke følger de tradisjonelle reglene og ser bort fra lokal kunnskap, og staten dessuten lar være å kontrollere at lover og regler etterleves (modellert som UTR-scenariet), blir skogen uthogd i løpet av få år (figur 17.3).



Figur 17.3. De bio-sosio-økonomiske resultatene

DS: Dagens situasjon; UTR: profittmaksimering uten statlige forbud og tradisjonelle regler

MÅLPROGRAMMINGSRESULTATER

Resultatene av målprogrammering med varierende vekter for de to målvariablene er vist i tabell 17-1. Jo høyere vektene er, jo høyere er straffen for å avvike fra målene. Hvis en gir like vekter til de to målene ($w_1 = w_2 = 1$), får vi en løsning med stor biomasse i skogen. Å gi miljømålet (w_1) en høyere vekt enn 2, har ingen effekt på løsningen. Det hjelper ikke å øke vekta mere fordi $w_1 = 2$ stopper all hogst, og skogen kan dermed ikke vokse fortere ut fra dagens nivå. Å gi høyere vekt til det økonomiske målet (w_2) fører til en reduksjon i biomassen i skogen ved utgangen av planperioden. Hvis vekta for det økonomiske målet $w_2 = 5$, får vi en løsning med maksimal nåverdi (NNV = 1,70 millioner USD). Å øke w_2 ytterligere har dermed ingen effekt på løsningen.

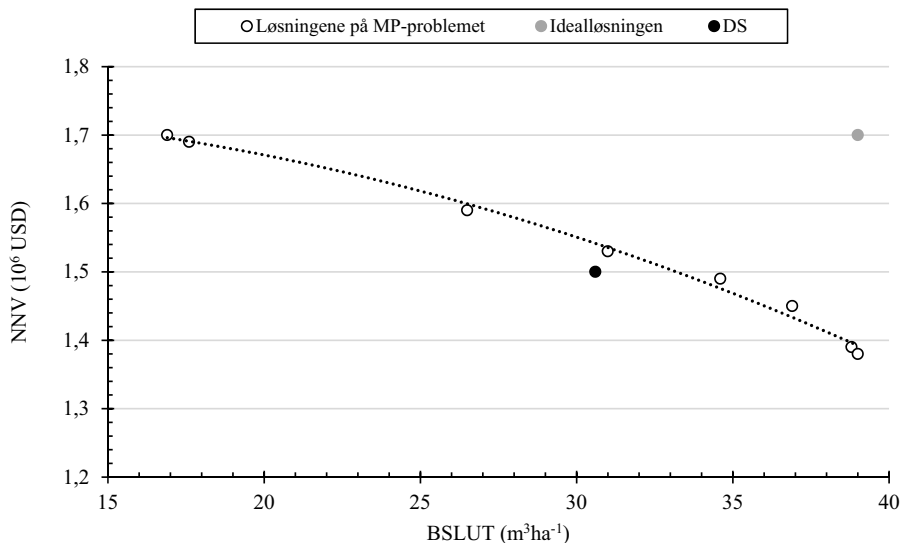
TABELL 17.1. VERDIER FOR BSLUT OG NNV FRA MÅLPROGRAMMERING MED ULIKE VEKTER FOR DE TO MÅLENE

Målvariable	BSLUT (m^3ha^{-1})	NNV(10^6 USD)
Maksimum for hvert mål for seg (Idealløsningen)	39,0	1,70
Verdier ved dagens praksis (DS)	30,6	1,50
Minimere Z, $w_1 = w_2 = 1$	38,8	1,39
Minimere Z, $w_1 = 1; w_2 = 2$	36,9	1,45
Minimere Z, $w_1 = 1; w_2 = 3$	34,6	1,49
Minimere Z, $w_1 = 1; w_2 = 3.5$	31,0	1,53
Minimere Z, $w_1 = 1; w_2 = 3.75$	26,5	1,59
Minimere Z, $w_1 = 1; w_2 = 4$	17,6	1,69
Minimere Z, $w_1 = 1; w_2 = 5$	16,9	1,70
Minimere Z, $w_1 = 1; w_2 = 6$	16,9	1,70
Minimere Z, $w_1 = 2; w_2 = 1$	39,0	1,38

w_1 og w_2 er vekter tildelt miljømålet og det økonomiske målet

Dagens situasjon (DS), BSLUT: skogens stående biomasse per arealenhet ved slutten av planperioden, NNV: nåverdien av innbetalinger fra salg av treprodukter og husdyr

Løsningene på MP-problemet (tabell 17.1) er vist i figur 17.4 (trade-off-kurven for de to målene). Figur 4 inneholder elleve punkter: ett viser «Idealløsningen», ett annet viser dagens situasjon (DS), mens de øvrige ni viser resultater av målprogrammering med ulike vekter. To av disse punktene overlapper ettersom en økning av vekta fra fem til seks på det økonomiske målet (nr. 2) ikke endrer løsningen. Hvis vi maksimerer nåverdien uten hensyn til stående biomasse i skogen ved utgangen av planperioden, får vi NNV_{max} . På samme måte vil det å maksimere BSLUT uten hensyn til NNV resultere i $BSLUT_{max}$. Kombinasjonen av NNV_{max} og $BSLUT_{max}$ er idealløsningen. Dette er en umulig situasjon ettersom begge ikke kan inntreffe samtidig. De to målene er i konflikt med hverandre. Figur 17.4 viser at det er betydelig grad av konflikt mellom de to målene. Alle punkter på kurven er Pareto-optimale. Det betyr at for hvert punkt på kurven kan man ikke nå en høyere verdi for ett av målene uten å måtte redusere verdien for det andre. Man kunne således måle alternativkostnaden av biologisk stabilitet i skogen som den deriverte av trade-off-kurven. Kurven er jo ikke lineær, og den blir brattere når vi kommer nær maksimalt stående volum (m^3ha^{-1}), og det betyr at de siste volumenhetene er svært kostbare. Vi ser at punktet som representerer dagens situasjon (DS), befinner seg under kurven. Dette viser at det er mulig å oppnå høyere nåverdi og høyere stående biomasse i skogen ved slutten av planperioden enn det som følger av dagens situasjon. Dette antyder også at staten tillegger nåverdien større vekt enn biologisk stabilitet. For dagens situasjon (DS) fant vi at $NPV = 1,49$ millioner USD og $BSLUT = 30,6 m^3ha^{-1}$. På trade-off-kurven finner vi korresponderende verdier for $NNV = 1,52$ millioner USD og $BSLUT = 30,6 m^3ha^{-1}$. Dette korresponderende punktet på trade-off-kurven får vi når vekt på biologisk stabilitet er lik 1 mens vekt på nåverdien er lik 3,5 (større vekt på det økonomiske målet).



Figur 17.4. Trade-off-kurve mellom miljømål og økonomisk mål
BSLUT: skogens stående biomasse per arealenheter ved slutten av planperioden, NNV: nåverdi av innbetalinger fra salg av treprodukter og husdyr, Idealløsningen: maksimum for hvert mål for seg; DS: Dagens situasjon

DISKUSJON

Resultatene (resultat av DS- og UTR-modellscenarier i figur 17.3) viste at tradisjonelle regler og kunnskap er viktige for å ta vare på ressursene. Dette er i overensstemmelse med mange tidligere studier (Brandon & Wells 1992; Hanna et al. 1996; Ostrom 1990; Wily 2004). I eksemplet som ble presentert her, gikk jeg ut fra at skogforvalterne i Iran bare har to konkurrerende mål: i) maksimal tetthet i skogen ved utgangen av planperioden (som en indikator på biologisk stabilitet), og ii) maksimal nåverdi av inntektene fra skogen i de omkringliggende bygdene. Resultatene av analysen viste at det finnes mange løsninger med trade-off mellom de to konkurrerende målene (tabell 17.1 og figur 17.4). Hvilken løsning som blir foretrukket, kommer an på vektene som gis til målene, og de er i stor grad politiske. Hvis staten legger stor vekt på miljømålet, kan man velge en løsning med stor biologisk stabilitet, dvs. stor stående biomasse i skogen ved utgangen av planperioden. Hvis staten er mer opptatt av verdiskaping i de lokale bygdene og legger større vekt på NPV, kan man risikere at skogen blir uthogd. Jeg har ikke gjennomført noen undersøkelse av hvilke vektene politikerne i Iran ville velge. Dette er imidlertid mulig å drøfte med et passende utvalg av politikere og/eller naturres-

sursforvaltere for å finne fram til vekter som kan passe i en aktuell situasjon. Når man ikke har slik informasjon, kan man i alle fall gjennomføre en følsomhetsanalyse slik som her for å se hva ulike vekter betyr for løsningen. Vektene bør i praksis reflektere beslutningstakernes preferanser. Å definere fornuftige målvariable er også et viktig element i utviklingen av en realistisk GP-modell (Diaz-Balteiro et al. 2013).

FRAMTIDIG FORSKNING

Her har jeg brukt et eksempel fra landsbygda i Iran, men målprogrammering kan brukes for å finne optimale løsninger også i andre situasjoner der man står overfor flere, konkurrerende målsetninger. Et interessant tema kunne være sauehold i Norge. Avveining mellom sauenæringa og bevaring av rovdyrbestandene på Vestlandet (Mysterud & Mysterud 1995) kunne ha vært en spennende situasjon å analysere ved hjelp av MP. Konflikten diskuteres jo stadig (Bie et al. 2016; Standal 2016), og den politiske vektlegginga av de ulike måla er ganske sprikende. Noen mener vi må øke rovdyrbestandene, også på Vestlandet, mens andre peker på betydningen av å utnytte utmarksbeitet effektivt for å få en bærekraftig og lønnsom kjøttproduksjon i dette brattlendte og karrige landet der prisen på arbeid stadig stiger. Forvaltning av hjortestammen i bygder der både fruktdyrking og åkerbruk er viktig (Mysterud et al. 2011), kunne antakelig også ha vært analysert omtrent på samme måte som skogforvaltning og husdyrbruk i Iran.

LITTERATUR

- Bertomeu, M., Romero, C., 2001. Managing forest biodiversity: a zero-one goal programming approach. *Agr. Syst.* 68, 197–213.
- Bie, S.W., Sjølie, H., Janda, S., Vallset, K., 2016. Utfordringar for utmarksbeite. *Dag og Tid*, fredag 1. april 2016.
- Brandon, K.E., Wells, M., 1992. Planning for people and parks: Design dilemmas. *World. Dev.* 20, 557–570.
- Diaz-Balteiro, L., González-Pachón, J., Romero, C., 2013. Goal programming in forest management: customising models for the decision-maker's preferences. *Scand. J. Forest. Res.* 28, 166–173.
- Díaz-Balteiro, L., Romero, C., 2003. Forest management optimisation models when carbon captured is considered: a goal programming approach. *Forest. Ecol. Manag.* 174, 447–457.
- Central Intelligence Agency. 2013. The world factbook; [cited 2013 Jan 25]. Available from: <https://www.cia.gov/library/publications/the-world-factbook/geos/ir.html>.

- FRWO, 2005. Multi-purpose forest management plan for Bakhan and Chenare watersheds, final and practical program, Forest, Range and Watershed Organization (FRWO), Sannandaj, province of Kurdistan, Iran. 62 s. (in Iranian).
- Hanna, S., Folke, C., Måler, K.G., 1996. Rights to nature: ecological, economic, cultural, and political principles of institutions for the environment. Island Press, Washington, DC. 313 s.
- Larson, A., Ribot, J., 2007. The poverty of forestry policy: double standards on an uneven playing field. *Sustainability Science* 2, 189–204.
- Mysterud, I. og Mysterud, I. (red.) 1995. Perspektiver på rovdyr, ressurser og utmarksnæringer i dagens og framtidens Norge: en konsekvensutredning av rovviltforvaltningens betydning for småfænering, reindrift og viltinteresser. Sluttrapport, KUR-prosjektet.
- Mysterud, A., Loe, L.E., Meisingset, E.L., Zimmermann, B., Hjeltnes, A., Veiberg, V., Rivrud, I.M., Skonhoft, S., Olaussen, J.O., Andersen, O., Bischof, R., Bonenfant, C., Brekkum, Ø., Langvatn, R., Flatjord, H., Syrstad, I., Aarhus A. og Holthe, V. 2011. Hjorten i det norske kulturlandskapet: arealbruk, bærekraft og næring. *Utmarksnæring i Norge* 1–11: 1–88.
- Nelson S. et al. 2009. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7(1):4–11.
- Ostrom, E., 1990. *Governing the commons: the evolution of institutions for collective action*. New York: Cambridge University Press.
- Pagdee, A., Kim, Y., Daugherty, P.J., 2006. What Makes Community Forest Management Successful: A Meta-Study From Community Forests Throughout the World. *Soc. Natur. Resour.* 19 (1), 33–52.
- Salehi-Isfahani D. 2009. Poverty, inequality, and populist politics in Iran. *J Econ Inequal.* 7:5–28.
- Soltani A, Angelsen A, Eid T, Naieni MSN, Shamekhi T. 2012. Poverty, sustainability, and household livelihood strategies in Zagros, Iran. *Ecol. Econ.* 79:60–70.
- Soltani, A., Eid, T., 2013. Organization, practices and performance of community-based traditional forest management – empirical evidence from Zagros, Iran. *For.Trees Livelihoods.* 22 (1), 19–37.
- Soltani, A., Sankhayan, P.L., Hofstad, O. 2014. A dynamic bio-economic model for community management of goat and oak forests in Zagros, Iran. *Ecol. Econ.* 106, 174–185.
- Soltani, A., Eid, T., Hofstad, O. 2015a. Optimizing management of goats and oak trees for sustainability and community's welfare: a case study from Zagros, Iran. *Scand.J.Forest. Res.* 30: 49–59.
- Soltani, A., Sankhayan, P.L. og Hofstad, O. 2015b. A recipe for co-management of forest and livestock – results of bio-economic model at village level in Iran. *Agr. Syst.* 140:74–86.
- Standal, N. 2016. Fjellbeite, gjeting og rovdyr. *Dag og Tid*. Fredag 8. april 2016.
- Statistical Center of Iran, 2006. Population and housing census report, encyclopedia of villages in Iran, city of Marivan, Province of Kurdistan. Sannandaj: Presidency of Islamic Republic of Iran, Vice-presidency for Strategic Planning and Supervision. 37 s.
- Statistical Center of Iran, 2011. Population and housing census report, encyclopedia of villages in Iran, city of Marivan, Province of Kurdistan. Sannandaj: Presidency of Islamic Republic of Iran, Vice-presidency for Strategic Planning and Supervision. 34 s.

- Thomas, R.J., 2008. Opportunities to reduce the vulnerability of dryland farmers in Central and West Asia and North Africa to climate change. *Agr. Ecosyst. Environ.* 126, 36–45.
- Wily, L.A., 2004. Can we own the forest? Looking at the changing tenure environment for community forestry in Africa. *Forests, Trees and Livelihoods.* 14, 217–228.