

9. Er karbonlagring i skog i Tanzania et kostnadseffektivt tiltak mot klimaendring? En modellstudie

AREZOO SOLTANI

Institutt for øk. og adm., avd. for samfunnsfag, Høgskulen på Vestlandet

SAMMENDRAG REDD+ er et sett med tiltak for å redusere utslipp fra avskoging og skogforringelse. Et slikt tiltak kan være et system for betaling for miljøtjenester der lokal-samfunn i utviklingsland reduserer utslippene fra nærliggende skog mot at en REDD+ organisasjon betaler kompensasjon. Artikkelen vurderer kostnadene ved å bevare Miombo-skog i en typisk landsby i Tanzania ved å lage en bio-økonomisk modell der biologiske og økonomiske komponenter inkluderes. Vi tar for oss en beslutningstaker (f.eks. Norges internasjonale skog- og klimainitiativ) som er interessert i å redusere utslippene fra Miombo så effektivt som mulig, og en landsby som har som mål å maksimere netto nåverdi av sin arealbruk. Beregningene inkluderte betaling for fangst og lagring av karbon i skog samt inventeringskostnader og andre transaksjonskostnader. Målet var dels å knytte CO₂-prisen som hindrer avskoging og skogforringelse til avkastningen i jordbruket og til beslutningstakernes diskonteringsrente. Videre studerte vi hvordan biologiske og økonomiske faktorer påvirket prisen på CO₂ og de samlede kostnadene med fangst og lagring av CO₂. Vi fant at kostnadene for å unngå avskoging og skogforringelse i Miombo i Tanzania er ganske høye i forhold til hva man ellers må betale for REDD+ i utviklingsland.

NØKKEWORD REDD+ | Miombo | bio-økonomisk modellering | optimering | kostnader

ABSTRACT REDD+ is a set of activities aimed at reducing emissions from deforestation and forest degradation. One such activity is a system of payment for environmental services whereby village communities in developing countries reduce emissions from their adjacent forests and woodlands, if some REDD+ agent pays a

compensation. The paper explores the cost of saving Miombo woodland in one typical Tanzanian village by using a bio-economic model combining both biological and economic components. We considered a principal (Norwegian state) interested in reducing emission of CO₂ in Tanzanian Miombo woodland as efficiently as possible through REDD+ payments to a village agent who has maximum net present value of land use as its objective. We included payments for carbon sequestration, forest inventory, and other transaction costs to calculate the total cost of sequestration. The objective was partly to relate the CO₂-price avoiding deforestation and forest degradation to agricultural rent and interest rates. Furthermore, we studied how biological and socio-economic factors influence the price of CO₂ and total cost of sequestration. Our results revealed that REDD+ funds required to avoid deforestation and forest degradation are at the high end of the currently accepted range for REDD+ payments.

MERKNADER

Forfatteren har ingen interessekonflikter.

9.1 INTRODUKSJON

Avskoging og skogforringelse er blant de viktigste årsakene til global miljøforandring (Kweka et al., 2015). Utslipp som følge av disse prosessene står for nesten 20 % av klimagassutslippene i verden. Dette er mer enn utslippene fra hele transportsektoren (IPCC, 2014). REDD+ (Reducing Emissions from Deforestation and forest Degredation) som står for reduserte utslipp fra avskoging og skogforringelse i utviklingsland, og inkluderer også noen former for skogplanting, samt restaurering av ødelagt skog (<https://www.regjeringen.no/no/tema/klima-og-miljo/klima/klima--og-skogsatsingen/kos-innsikt/Hva-er-REDD/id757927/>) kan oppfattes som et system for betaling for miljøtenester (Hofstad, 2016, Mahanty et al., 2013, Angelsen & Wertz-Kanounnikoff, 2008). Da REDD+ ble tatt opp i de globale klimaforhandlingene (UNFCCC) i 2005, ble det sett på som en mekanisme der velstående land kunne belønne og kompensere utviklingsland for at de begrenset utslippene fra sine skoger (Santilli et al., 2005).

Kondisjonalitet, dvs. at man må levere en målbar miljøteneste før utbetaling kan skje, var et sentralt aspekt av REDD+ (Angelsen, 2017, Wunder, 2005). I de fleste sammenhenger er verifisert reduksjon av avskoging og skogforringelse akseptert som leverte miljøtenester. Reduksjonen må måles i forhold til et referansenivå som er spesifisert i en kontrakt mellom kjøper og selger for å bli akseptert som en leveranse (Angelsen et al., 2011, Busch et al., 2009, Herold et al.,

2012, Lydia et al., 2008, Reimer et al., 2015, Romijn et al., 2013). Hvis vi holder oss til Angelsen et al. (2009), så er referansenivået, eller «crediting baseline», et målepunkt som avgjør om man skal utbetale belønning/kompensasjon til et land (eller skogeier) når utslippene synker under dette nivået (Chomitz, 2002). Å fastsette referansenivået drøftes ikke i denne artikkelen. I realiteten er dette en lang og vanskelig del av forhandlingene om REDD+ mellom skogland i sør og rike land i nord.

REDD+ ble sett på som en billig måte å bremse klimaendringene på i forhold til andre tiltak, som f.eks. prosjekter for å ta i bruk fornybar energi (Angelsen & McNeill, 2012). Det ble vurdert som billig fordi avskoging og skogferringelse har lav alternativkostnad og fordi implementeringen av REDD+ ikke krever ny teknologi eller langvarig forskning (Hope & Castilla-Rubio, 2008). Nytte og kostnader ved REDD+ prosjekter varierer imidlertid avhengig av geografiske, økologiske, institusjonelle og økonomiske forhold knyttet til prosjektet (Fosci, 2013).

I denne artikkelen ser jeg på de sannsynlige effektene av REDD+ betaling til en typisk tanzaniansk landsby i den vanligste skogtypen i Øst-Afrika: Miombo. Jeg gjorde dette ved å se på hvilken arealanvendelse som var optimal for landsbyen avhengig av hvordan de fikk betalt for å redusere avskoging og/eller skogferringelse. Tanzania var blant de første landene som startet opp med REDD+ (Angelsen & Hofstad, 2008). En bilateral avtale mellom Tanzania og Norge ble signert 21. april 2008 (Kweka et al., 2015). Norge har dessuten blitt betraktet som en «supermakt» i REDD+ sammenheng. Norges internasjonale skog- og klimainitiativ (NICFI) er det viktigste tiltaket mot avskoging og skogferringelse til dags dato med mer enn 40 % av all internasjonal finansiering av slik virksomhet (Norman & Nakhoda, 2014). Jeg synes derfor det bør være av interesse å estimere kostnadene av REDD+, særlig for dem som utformer bistandspolitikk i Norge. Hovedhensikten med denne artikkelen er å presentere en målprogrammeringsmodell (MP-modell) som kan hjelpe dem som analyserer beslutninger om REDD+ betalingsystemet, og å estimere kostnadene av å unngå avskoging og skogferringelse i en typisk landsby in Tanzania. Således vil jeg introdusere en MP-modell for optimering med flere mål, og denne vil bli knyttet til en REDD+ betaling. Min undersøkelse tar sikte på å besvare følgende spørsmål: Hvor mye koster det for givlandet Norge å redde Miombo-skog i Tanzania gjennom REDD+ programmet?

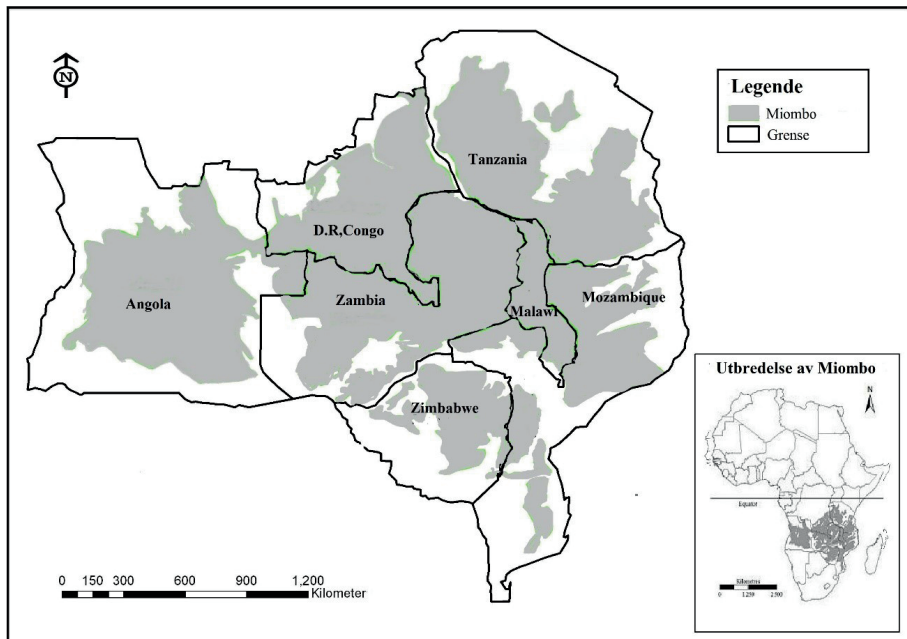
Det bør nevnes at REDD+ behandles som et system for betaling for miljøtenester (Payment for Environmental Services – PES) i denne artikkelen. Reduserte klimagassutslipp som følge av avskoging og skogferringelse er miljøtenesten det betales for, og den kan leveres av en rekke fattige land. Resten av artikkelen er organisert som følger: Avsnitt 2 presenterer studieområdet, datainnsamlingen og

modellsystemet. Noen resultater presenteres i del 3 som danner utgangspunkt for diskusjon og konklusjon i Avsnitt 4.

9.2 MATERIALE OG METODER

9.2.1 STUDIEOMRÅDET

Miombo-skog er en vanlig vegetasjonstype i store deler av Afrika sør for Sahara (Campbell, 1996). Den strekker seg fra Angola i vest, gjennom Kongo og inn i Mosambik i øst, videre fra Tanzania i nord til Zimbabwe i sør (fig. 9.1). Miombo-regionen dekker 2,4 millioner km², og mer enn 100 millioner mennesker er avhengige av denne vegetasjonstypen (Deweese et al., 2010). Skogen leverer en rekke varer og tjenester med ved og trekull som de viktigste (Campbell, 1996). Utvidelse av åkerarealet inn i skogområdene er den viktigste årsaken til avskoging, og produksjon av trekull er den fremste årsaken til skogforringelse (Angelsen et al., 1999, Bond, 2010, Campbell et al., 2007, DeFries et al., 2010, Geist & Lambin, 2002, Makundi, 2001). I Tanzania er Miombo den viktigste skogtypen både økologisk og økonomisk. Skogtypen er truet både som følge av endret arealbruk og som følge av ikke-bærekraftig høsting.



FIGUR 9.1 Utbredelse av Miombo.

9.2.2 DATA

Til denne studien benyttet jeg sekundære datakilder. Informasjon om utgifter og inntekter knyttet til jordbruksproduksjon, trekullproduksjon, priser på mais og trekull, karbontetthet, utbredelse av ulike arealbruk og tilvekst i Miombo ble hentet fra publisert litteratur (Hofstad, 1997, Hofstad & Sankhayan, 1999, Araya & Hofstad, 2014, Hofstad and Araya, 2015, Katani et al., 2016, Kessay et al., 2016).

9.2.3 MODELLERINGSTILNÆRMING

Målprogrammering kan betraktes som en forlengelse eller generalisering av lineær programmering slik at en kan håndtere flere mål som normalt er i konflikt med hverandre. Skogforvaltning betyr som oftest valg mellom ulike mål heller enn enkel optimering basert på én målvariabel. Jeg bygde en ikke-lineær bio-sosio-økonomisk målprogrammeringsmodell (MP) der jeg antok at det var en enkelt beslutningstaker eller en prinsippal, nemlig kjøperen av redusert utslipp av CO₂ (f.eks. den norske stat). Modellen ble kjørt for en periode på 60 år og kombinerer biologiske og sosiale/økonomiske aspekter av ressursforvaltning.

Det grunnleggende prinsippet i MP kan framstilles som en trestegs prosess: (1) å definere en spesifikk målvariabel for hver av målene, (2) å formulere en objektfunksjon for hvert mål, og (3) å finne en løsning som minimerer den vektete summen av avvik for hver av objektfunksjonene fra deres respektive mål (Arp & Lavigne, 1982; Bertomeu & Romero, 2001; Díaz-Balteiro & Romero, 2003; Diaz-Balteiro et al., 2013; Soltani, 2017; Soltani et al., 2016; Tamiz et al., 1998, Wit et al., 1988). Målprogrammering har vært et nyttig redskap for å finne optimale løsninger når man har flere konkurrerende mål, særlig for ressursforvaltning i utviklingsland (Soltani, 2017). Beslutningstakeren har som mål å oppnå effektiv utslippsreduksjon, men er også opptatt av selgerens velferd (dvs. levekårene i den tanzanianske landsbyen). Jeg målte dette som netto nåverdi av all arealbruk i landsbyen. Slik har prinsippalen (kjøperen) to mål, nemlig å minimere kostnaden (USD/tonn) av oppnådde utslippsreduksjoner (USD_{DTN}) og maksimal nåverdi (USD/ha) av arealanvendelsen for landsbybefolkningen (NNV). De to målene er i konflikt fordi optimering med sikte på ett av målene nødvendigvis fører til lavere måloppfyllelse for det andre. Modellen er definert som følger:

Mål 1: min USD_{DTN} (1)

Mål 2: maks NNV (2)

USD_{DTN} er lagringskostnad (nåverdi av utbetalinger over 60 år) i USD/tonn CO₂

NNV er landsbyens netto nåverdi av all arealbruk målt i USD/ha

Jeg kan ikke minimere USDTN og maksimere NNV med samme betalingsplan. Prinsipalen vil imidlertid gjerne komme så nær de optimale verdiene som mulig. For å oppnå dette introduserer jeg nye variable i ligning 3 og 4 for å tillate at USDTN og NNV avviker fra sine optimale verdier. Jeg får da nye ligninger for skranke på måloppnåelse:

$$\text{USDTN} + B_1 - B_2 = \text{USDTN}_{\min} \quad (3)$$

$$\text{NNV} + P_1 - P_2 = \text{NNV}_{\max} \quad (4)$$

Variablene B_1 og B_2 er ikke-negative tilleggsvariable som står for under- eller overoppfyllelse av utslippsmålet (USDTN_{\min}), målt i USD/tonn CO_2 , mens P_1 og P_2 er ikke-negative tilleggsvariable som står for under- eller overoppfyllelse av det økonomiske målet (NNV_{\max}), målt i USD. Størrelsene på NNV_{\max} og USDTN_{\min} ble beregnet ved optimering av en enkelt objektfunksjon med ett mål. B_1 , B_2 , P_1 og P_2 er tilleggsvariable som er nyttige i formuleringen av problemet. Den nye målfunksjonen skal gjøre verdien av disse variablene så små som mulig.

$$\text{Min } Z = B_1 + B_2 + P_1 + P_2 \quad (5)$$

$$\text{Gitt at } g_j(x) < 0, j = 1, 2, \dots, 4$$

$$x_k \geq 0, k = 1, 2, \dots, 32$$

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

Der Z størrelsen på objektfunksjonen som minimeres, $g_j(x)$ er skranke i , og x_k er beslutningsvariabel k . Modellen inneholder 32 beslutningsvariable og 4 bibetingelser. De viktigste beslutningsvariablene er prisen på CO_2 , mengde produserte trekull og arealet under maisproduksjon. B_1 og B_2 måles i USD/tonn CO_2 , og P_1 og P_2 i USD/ha. Derfor ble disse dividert på USDTN_{\min} og NNV_{\max} for å få frie verdier som kan skrives i samme funksjon. Dette kan skrives slik:

$$\text{Min } Z = \frac{B_1}{\text{USDTN}_{\min}} + \frac{B_2}{\text{USDTN}_{\min}} + \frac{P_1}{\text{NNV}_{\max}} + \frac{P_2}{\text{NNV}_{\max}} \quad (6)$$

$$\text{Gitt at } g_i(x) < 0, i = 1, 2, \dots, 4$$

$$x_k \geq 0, k = 1, 2, \dots, 32$$

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

Ettersom det ikke medfører straff å overoppfylle utslippsmål ($USDTN \leq USDTN_{\min}$) eller økonomisk mål ($NNV \geq NNV_{\max}$), trenger jeg bare å ta med B_2 og P_1 i objektfunksjonen.

$$\text{Objektfunksjon: Min } Z = (P_1 / NNV_{\max}) + (B_2 / USDTN_{\min}) \quad (7)$$

$$\text{Gitt at } g_j(x) \leq 0, j=1,2,\dots,n$$

$$NNV + P_1 - P_2 = NNV_{\max}$$

$$USDTN + B_1 - B_2 = USDTN_{\min}$$

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

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

Miombo-skog kan dyrkes opp til maisproduksjon, gjennomhogges for å produsere trekull, eller bevares urørt for å generere REDD+ betaling (inntekt fra karbonlagring). Da kan landsbyens netto nåverdi av arealanvendelse beregnes ved hjelp av ligning 8.

$$NNV = \sum_{t=0}^{60} \left[CR_t + SR_t + MA_t - (COST_t^{Deforest} \cdot L_t^{Crop}) \right] \cdot (1+r)^{-t} \quad (8)$$

der CR_t er inntekt fra trekull i USD per hektar som kan beregnes ved å bruke ligning 9

SR_t er netto REDD+ innbetaling i USD per hektar (ligning 11)

MA_t er inntekt fra salg av mais i USD per hektar som kan beregnes ved å bruke ligning 12

$COST_t^{Deforest}$ er kostnader ved avskoging (112 USD per hektar, Luoga et al., 2000; Soltani et al., 2019¹),

r : agentens realrente (5,3 % (Hofstad & Araya, 2015))

L_t^{Crop} : landbruksareal på tidspunktet t , antas at det er null i begynnelsen av planleggingsperioden ($t = 0$) $L_0^{Crop} = 0$

Inntekten fra trekullproduksjonen kan beregnes som følger:

1. Soltani, A., Rannestad, M. & Hofstad, O. Conditional payments for carbon sequestration as a local trading game – A case study from a Tanzanian village. *Journal of Environmental Management*, 204, 331–342.

$$CR_t = \varepsilon \cdot P_c \cdot H_t \cdot L_t^{\text{woodland}} \quad (9)$$

ε effektivitetsparameter, mengde av trekull som kan produseres av et tonn biomasse (5 sekker per tonn, Luoga et al., 2000)

P_c nettopris for trekull (3 USD per sekk, Soltani et al., 2019¹),

H_t er mengden av biomasses som hogges i år t (tonn per hektar)

Utviklinga av biomasse i Miombo kan framskrives ved hjelp av ligning 7, som er en vekstmodell utviklet av Hofstad & Araya (2015). Det er den eneste tilvekst-funksjonen for Miombo-skog i Tanzania som ikke krever eksisterende diameter fordeling som input.

$$S_{t+1} = \left[(1 + a) \cdot S_t - b \cdot S_t^2 \right] - f \cdot S_t - H_t \quad (10)$$

der a og b er modellens konstanter, $a = 0,09147$, $b = 0,00047$, og $f = 0,0185$ som er den forventede andelen av biomassen som går tapt på grunn av brann (Barbosa et al., 1999; Hofstad & Araya, 2015). Modellen for sannsynligheten av brann i Miombo-skog er en enkel modell basert på faktiske observasjoner.

S_t er skogens biomasse i år t og den opprinnelige biomassen ble satt til henholdsvis 60, 40 og 20 tonn per hektar for tett skog, forringet skog, og åpen skog med spredt maisdyrking (Hofstad & Araya, 2015).

Mengden av høstning må være mindre enn eller lik mengden av biomasse ($H_t \leq S_t$).

Hvis landsbyboerne bestemmer seg for å ikke avskoge eller hogge skog, kan de få REDD+ innbetaling. Ligningen for å beregne SR_t er kombinert med en hvis-setning, og det betyr at landsbyboerne ikke vil blir beskattet dersom de konverterer skogen til maisdyrking.

$$SR_t = \left(0,5 \cdot 3,67 \cdot P_s \cdot [S_t - B_t] \cdot L_t^{\text{woodland}} \right) \quad (11)$$

P_s er prisen på CO_2 i USD per tonn, prinsipalen betaler prisen hvert eneste år hvis målt biomasse er større enn referansenivået

B_t er referansenivået i år t . Mengden av $B(t)$ avhenger av kontrakten mellom kjøperen og selgeren. For enkelhets skyld antar jeg at $B(t) = 0$

Konstantene 0,5 og 3,67 i ligning 8 er karboninnhold i trevirke og vekten av CO_2 i forhold til karbon

Inntekten fra maisproduksjonen kan beregnes ved å bruke ligning 15:

$$MA_t = x \cdot L_t^{Crop} \quad (12)$$

x : er det årlige overskudd ved å dyrke mais (64,5 USD per hektar (Soltani et al., 2019¹))

Ligning 13 til ligning 15 viser at skogen kan dyrkes etter avskoging

$$L_t^{Total} = L_t^{woodland} + L_t^{Crop} \quad (13)$$

$L_t^{woodland}$: skogsområde i år t

$$L_{t+1}^{Crop} = L_t^{Crop} + L_t^{Deforest} \quad (14)$$

$L_t^{Deforest}$: området som ble avskoget i år t gitt at $\sum_{t=0}^T L_t^{Deforest} \leq L_0^{woodland}$

$$L_{t+1}^{woodland} = L_t^{woodland} - L_t^{Deforest} \quad (15)$$

REDD+ kostnader per tonn redusert utslipp av CO₂ (USDTN) kan beregnes ved å bruke ligning 16.

$$USDTN = \frac{CS}{SS} \quad (16)$$

der SS er mengden av CO₂-ekvivalenter lagret i skogbiomasse over referansenivået ved slutten av prosjektet ($t=60$) målt i tonn CO₂ ekvivalenter og CS er REDD+ kostnader målt i USD.

$$SS = (0,5 \cdot 3,67 \cdot [S_{60} - B_{60}]) \cdot L_{60}^{woodland} \quad (17)$$

$$CS = \sum_0^{60} SR_t (1+rr)^{-t} + \sum_0^{60} (PI + IM) \cdot L_t^{woodland} (1+rr)^{-t} \quad (18)$$

der PI er inventeringskostnader (0,66 USD ha⁻¹ (Katani et al., 2016)), IM er transaksjonskostnader (1,2 USD ha⁻¹ (Kessay et al., 2016)) og rr er prinsipalens realrente ($rr=2\%$).

Modellen ble løst som et ikke-lineært optimeringsproblem ved hjelp av RMINLP algoritmen i GAMS (Brooke et al., 1988). I følsomhetsanalysen benyttet jeg ulike scenarier der én parameter om gangen ble endret. De parameterne jeg endret var skogens biomassetetthet (tonn/ha), skogens tilvekst (tonn/ha/år), landsbyens dis-

konteringsrente, kjøperens diskonteringsrente, prisen på trekull, lønnsomheten av maisdyrking, inventerings- og transaksjonskostnader. Tabell 9.1 viser en liste over parameterne som ble brukt i følsomhetsanalysen.

9.3 RESULTATER

Tabell 9.1 viser størrelsen på netto nåverdi av landsbyens arealbruk under ulike forutsetninger. Jeg fant høyest nåverdi når produktiviteten i maisdyrking var høy samtidig som en hadde høy pris på trekull. Når skogen vokser fort (HFG senario) og når skogen er ganske tett (B60: biomasse er 60 tonn/ha), da blir nåverdi av landsbyens arealbruk høyere enn når skogen er ganske forringet (B40) eller skogen er åpen (B20). Nåverdien ble lavest når skogen utnyttes i glisne bestand med flekkvis maisdyrking spredt ut over arealet, og når landsbyboerne har høy diskonteringsrente. Fra tabell 9.1 kan man se at økonomiske variabler som lønnsomheten i maisdyrking og prisen på trekull har større effekt på netto nåverdi av landsbyens arealbruk enn biologiske variabler slik som skogtettheten eller skogtilveksten.

TABELL 9.1 Netto nåverdi av landsbyens arealbruk under ulike forutsetninger

Forkortelse	Parameter	NNV
B60	Tett skog, dvs. 60 tonn/ha	2632
B40	Forringet skog, dvs. 40 tonn/ha	2338
B20	Åpen skog med spredt maisdyrking	2138
HFG	Parameter a i tilvekstmodellen doblet	2338
AHIR	Selgernes rentekrav øket fra 5,3 % til 10 % p.a.	1446
HYM	Lønnsomheten i maisdyrking øket med 50 %	4328
PHIR	Kjøperens rentekrav øket fra 2 % til 5 % p.a.	2338
HPC	Trekullpris øket fra 3 til 10 USD/sekk	3714

NNV: netto nåverdien av landsbyen (10³ USD)

Tabell 9.2 viser hvilke priser på CO₂ som stopper både avskoging og skogforringelse, og hvilke lagringskostnader dette medfører under ulike forutsetninger. Når lønnsomheten i maisdyrking er høy eller når prisen på trekull er høy, da må kjøperen betale en høy pris for å stoppe avskoging og skogforringelse. Dette medfører at lagringskostnadene blir ganske høy. Med andre ord vil kjøperen se seg om

etter et skogområde der lønnsomheten i jordbruket er lavere. Dessuten er det slik at når landsbybefolkningen har høy diskonteringsrente må kjøperen betale en høy pris på CO₂ for å stoppe avskoging og skogforringelse. Følgelig blir lagringskostnadene høyere også. Hvis kjøperen har lav diskonteringsrente, blir selvsagt nåverdien av lagringsutgiftene høye. Enhetskostnadene (USD/tonn) blir også høyere når det er forringet skog som lagrer karbon, enn om man klarer å ta vare på tettere, intakt Miombo.

TABELL 9.2 Prisen på CO₂ og nåverdien av CO₂ lagring under sensitivitetsanalyse

Sensitivitetsanalyse	Ps	USD TN
B60	0,8	34,9
B40	0,8	35,2
B20	1,1	37,7
HFG	0,3	14,7
AHIR	1,1	47,9
HYM	1,6	65,9
PHIR	0,8	16,5
HPC	1,2	52,9

Ps: pris på CO₂ (USD/tonn), USD TN: Enhetskostnadene (USD/tonn)

B60: Tett skog, dvs. 60 tonn/ha, B40: Forringet skog, dvs. 40 tonn/ha, B20: Åpen skog med spredt maisdyrking, HFG: Parameter a i tilvekstmodellen doblet, AHIR: Selgernes rentekrav øket fra 5,3 % til 10 % p.a., HYM: Lønnsomheten i maisdyrking øket med 50 %, PHIR: Kjøperens rentekrav øket fra 2 % til 5 % p.a., HPC: Trekullpris øket fra 3 til 10 USD/sekk

9.4 DISKUSJON

Artikkelen tar for seg kostnadene med å unngå avskoging eller skogforringelse ved hjelp av REDD+ betaling. Resultatene viser at lagringskostnadene er i den øvre del av det som regnes som akseptabel betaling i REDD+ sammenheng (tabell 9.2). Brown et al. (2012); Fosci (2013) og Rademaekers et al. (2010) fant at hvis de marginale alternativkostnadene for REDD+ var 10–24 USD/tonn, da kunne REDD+ være en konkurransedyktig mekanisme for å hindre klimaendring sammenlignet med tiltak i andre sektorer. Prisene jeg kom fram til (tabell 9.3) er også mye høyere enn prisen på utslippskvoter i EU (McGrath, 2013, Zhang and Wei, 2010), prisen i EUs Emissions Trading System (EU ETS), og estimerte kost-

nader for å stoppe avskoging i andre deler av tropene (Bellassen & Gitz, 2008). Som eksempel kan nevnes at EU ETS-prisen på CO₂ var 3,30 USD/tonn i april 2013 og 10,30 USD/tonn i mai 2015 (Eikon, 2017). Våre resultat viser mye høyere kostnad enn den gjennomsnittlige totalkostnaden på 25 USD/tonn CO₂ som Rakatama et al. (2017) fant for 60 REDD+ prosjekter i Afrika (Tanzania, Sør-Afrika og Ghana), Asia (Indonesia) og latin Amerika (Bolivia og Brasil). Jeg slutter av dette at prisen på CO₂ må være temmelig høy for at det skal være lønnsomt for landsbyen å slutte å dyrke opp Miombo-skog. Derimot kreves det mindre kompensasjon for at det skal lønne seg for dem å slutte med trekullbrenning og medfølgende skogforringelse.

Den økonomiske lønnsomheten av REDD+ avhenger av mange forhold, bl.a. skogtype (Araya & Hofstad, 2016; Olsen & Bishop, 2009; Pandit et al., 2017; Rakatama et al., 2017; Venter et al., 2009) og alternativ arealanvendelse (Coomes et al., 2008; Olsen and Bishop, 2009; Phan et al., 2014; Rakatama et al., 2017; Wulan, 2012). Alternativkostnaden er lav for tropisk regnskog med høy biomassetthet (Bellassen & Gitz, 2008; Osborne & Kiker, 2005; Olsen & Bishop, 2009; Yamamoto & Takeuchi, 2012), og høy for tørr tropisk skog (Borrego & Skutsch, 2014; Merger et al., 2012). Jo mer lønnsom og mer produktiv den alternative arealanvendelsen er, desto dyrere blir det å betale for at man skal beholde skogen (Rakatama et al., 2017). Lin et al. (2014) viste at store deler av Tanzania er lite eller middels egnet for implementering av REDD+ dersom man definerer velegnede områder ved at de har høy karbontetthet, høy risiko for avskoging og lave alternativkostnader. Lønnsomheten av ulike arealanvendelser avhenger også av aktørenes rentekrav. Høyere rente vil vanligvis bety at jordbruksproduksjon blir mer konkurransedyktig sammenlignet med skog for dem som bor i området. Dersom kjøperen av miljøtjenesten, f.eks. NICFI, har som eneste mål å få til størst mulig reduksjon av CO₂ utslipp innenfor sitt budsjett (eller å oppnå en gitt reduksjon til lavest mulig kostnad), tyder mine resultater på at det ikke er rasjonelt å investere i bevaring av Miombo-skog, særlig ikke i slik skog som allerede er forringet. Ideelt sett bør kjøpere se seg om etter skogtyper med høyere biomassetthet og/eller raskere vekst. Slik skog finnes det enorme arealer av i andre av Norges samarbeidsland som for eksempel Brasil (Birdsall et al., 2014), Indonesia (CMI, 2018) og Kongo (Speed, 2018). Hittil er det bare Brasil som har et tilfredsstillende system for overvåking av avskoging (Herold & Johns, 2007). Situasjonen er særlig utfordrende i Kongo (Elster & Helljesen, 2018), men etter presidentvalget i Brasil i oktober 2018 er mange redde for at avskoginga skal skyte fart igjen der også (Røst, 2019). Mine resultater er basert på at prinsipalen bryr seg om agentens velferd, og at agenten stoler på at prinsipalen betaler for largring av karbon. Hvis

en av de forutsetningene ikke holder, kan resultatene bli annerledes, særlig forutsetningen om at agenten stoler på prinsipalet, er usikker.

9.5 KONKLUSJON OG POLITIKKUTFORMING

I denne artikkelen har jeg undersøkt forholdet mellom en agent og en prinsipal ved å bruke målprogrammering. De tre hovedfunnene i denne artikkelen er:

1. I en forhandlingssituasjon mellom en prinsipal og agent blir kostnaden ved å lagre karbon høyere for prinsipalen hvis agenten har høyt rentekrav, men hvis prinsipalens rentekrav øker, blir kostnaden med å lagre karbon i Miombo betydelig lavere.
2. Økonomiske faktorer som priser på trekull og jordbruksprodukter, har større effekt på lagringskostnadene for karbon enn biologiske faktorer som biomasse-tetthet og tilvekstrate.
3. Lagringskostnadene for karbon i Miombo er i den øvre del av det som regnes som akseptabel betaling i REDD+ sammenheng.

Noen vil kanskje tenke at de høye kostnadene ved å bevare Miombo som er vist her, ikke bør forhindre at Norge støtter fattige bønder i Tanzania. Mitt argument er at REDD+ ble introdusert som et system for betaling for miljøtenester (PES) der betalingen skulle komme som et resultat av at tjenesten faktisk ble levert. Mange var entusiastiske da REDD+ ble introdusert (Hofstad, 2016), nettopp fordi noen hadde kommet opp med en metode slik at rike kunne betale fattige for høyt verdsette tjenester i stedet for å dele ut donasjoner og utviklingshjelp. Fattige mennesker kunne fått en mulighet til å produsere og selge i stedet for å oppføre seg som tiggere (Nustad, 2003). Her argumenteres det ikke for at Norge skal la være å hjelpe fattige land. Dersom man vil subsidiere skogplanting i Afrika, eller vil gi penger til fattige bønder i Tanzania, må man gjerne gjøre det, men REDD+ var ikke tenkt som et system for milde gaver.

LITTERATUR

- Angelsen, A. (2017). REDD+ as Result-based Aid: General Lessons and Bilateral Agreements of Norway. *Review of Development Economics*, 21, 237–264.
- Angelsen, A., Boucher, D., Brown, S., Merckx, V., Streck, C. & Zarin, D. (2011). *Modalities for REDD+ Reference Levels: Technical and Procedural Issues*, Washington, D.C., USA, Meridian Institute.

- Angelsen, A., Brown, S., Loisel, C., Peskett, L., Streck, C. & Zarin, D. (2009). *Reducing emissions from deforestation and forest degradation (REDD): an options assessment report*, Washington, D.C., USA, Meridian Institute.
- Angelsen, A., & Hofstad, O. (2008). Inputs to the development of a national REDD strategy in Tanzania. *Unpublished report to the Royal Norwegian Embassy in Dar es Salaam*. 35pp.
- Angelsen, A. & McNeill, D. (2012). *The evolution of REDD+: A political economy framework*, Bogor, Indonesia, Center for International Forestry Research (CIFOR).
- Angelsen, A., Shitindi, E. F. K. & Aarrestad, J. (1999). Why do farmers expand their land into forests? Theories and evidence from Tanzania. *Environment and Development Economics*, 4, 313–331.
- Angelsen, A. & Wertz-Kanounnikoff, S. (2008). *What are the key design issues for REDD and the criteria for assessing options?* Bogor, Indonesia, Center for International Forestry Research (CIFOR).
- Araya, M., & Hofstad, O. (2014). Past and present profitability of deforestation of miombo. In: Roos, A., Lonnstedt, L., Nord, T., Gong, P., Stendahl, M. (eds.) *Scandinavian Forest Economics: Proceedings of the Biennial Meeting of the Scandinavian Society of Forest Economics*.
- Araya, M. M. & Hofstad, O. (2016). Monetary incentives to avoid deforestation under the Reducing emissions from deforestation and degradation (REDD)+ climate change mitigation scheme in Tanzania. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 21, 421–443.
- Arp, P. A. and Lavigne, D. R. (1982). Planning with Goal Programming: A Case Study for Multiple-Use of Forested Land. *The Forestry Chronicle*, 58(5), 225–232.
- Barbosa, P. M., Stroppiana, D., Grégoire, J. M. and Cardoso Pereira, J. M. (1999). An assessment of vegetation fire in Africa (1981–1991): Burned areas, burned biomass, and atmospheric emissions. *Global Biogeochemical Cycles*, 13(4), pp. 933–950.
- Bellassen, V. & Gitz, V. (2008). Reducing emissions from deforestation and degradation in Cameroon – assessing costs and benefits. *Ecological Economics*, 68, 336–344.
- Bertomeu, M. and Romero, C. (2001). Managing forest biodiversity: a zero-one goal programming approach. *Agricultural Systems*, 68(3), 197–213.
- Birdsall, N., Savedoff, W. and Seymour, F. (2014). The Brazil-Norway Agreement with Performance-Based Payments for Forest Conservation: Successes, Challenges, and Lessons. *Center for Global Development*. [Online]. Available from: <https://www.cgdev.org/publication/ft/brazil-norway-agreement-performance-based-payments-forest-conservation-successes>.
- Bond, I. 2010. *REDD+ in dryland forests: issues and prospects for pro-poor REDD in the miombo woodlands of southern Africa*, IIED.
- Borrego, A. & Skutsch, M. (2014). Estimating the opportunity costs of activities that cause degradation in tropical dry forest: Implications for REDD+. *Ecological Economics*, 101, 1–9.
- Brooke, A., Kendrick, D. A., Meeraus, A. & Rosenthal, R. E. (1988). *GAMS: A User's Guide*, Scientific Press.
- Brown, T., Gambhir, A., Florin, N. & Fennell, P. (2012). Reducing CO2 emissions from heavy industry: a review of technologies and considerations for policy makers. *Grantham Institute Briefing Paper*, 7.

- Busch, J., Strassburg, B., Cattaneo, A., Lubowski, R., Bruner, A., Rice, R., Creed, A., Ashton, R. & Boltz, F. (2009). Comparing climate and cost impacts of reference levels for reducing emissions from deforestation. *Environmental Research Letters*, 4, 044006.
- Campbell, B., Angelsen, A., Cunningham, A., Katerere, Y., Siteo, A. & Wunder, S. (2007). Miombo woodlands—opportunities and barriers to sustainable forest management. CIFOR, Bogor, Indonesia <http://www.cifor.org/miombo/docs/Miombo2007.pdf> (4th November 2008)
- Campbell, B. M. (1996). *The Miombo in transition: woodlands and welfare in Africa*, Bogor, Indonesia, CIFOR.
- Chomitz, K. M. (2002). Baseline, leakage and measurement issues: how do forestry and energy projects compare? *Climate Policy*, 2, 35–49.
- Coomes, O. T., Grimard, F., Potvin, C. & Sima, P. (2008). The fate of the tropical forest: Carbon or cattle? *Ecological Economics*, 65, 207–212.
- Defries, R. S., Rudel, T., Uriarte, M. & Hansen, M. (2010). Deforestation driven by urban population growth and agricultural trade in the twenty-first century. *Nature Geosci*, 3, 178–181.
- Deweese, P. A., Campbell, B. M., Katerere, Y., Siteo, A., Cunningham, A. B., Angelsen, A. & Wunder, S. (2010). Managing the Miombo woodlands of Southern Africa: policies, incentives and options for the rural poor. *Journal of natural resources policy research*, 2(1), 57–73.
- Díaz-Balteiro, L., González-Pachón, J. and Romero, C. (2013). Goal programming in forest management: customising models for the decision-maker's preferences. *Scandinavian journal of forest research*, 28(2), pp. 166–173.
- Díaz-Balteiro, L. and Romero, C. (2003). Forest management optimisation models when carbon captured is considered: a goal programming approach. *Forest Ecology and Management*, 174(1), pp. 447–457.
- Eikon, T. R. (2017). Commodities Trading, Available from: <https://financial.thomsonreuters.com/en/products/tools-applications/trading-investment-tools/eikon-trading-software/energy-trading/point-carbon.html> (accessed 26 October 2017).
- Elster, K. and Helljesen, V. (2018). Norge stopper utbetalinger til Kongo etter hogsttillatelse på regnskog. *NRK Urix*.
- Fosci, M. (2013). Balance sheet in the REDD+: Are global estimates measuring the wrong costs? *Ecological Economics*, 89, 196–200.
- Geist, H. J. & Lambin, E. F. (2002). Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation: Tropical forests are disappearing as the result of many pressures, both local and regional, acting in various combinations in different geographical locations. *BioScience*, 52, 143–150.
- Herold, M., Verchot, L., Angelsen, A., Maniatis, D. & Bauch, S. (2012). A step-wise framework for setting REDD+ forest reference emission levels and forest reference levels. Center for International Forestry Research (CIFOR), Bogor, Indonesia.
- Herold, M. and Johns, T. (2007). Linking requirements with capabilities for deforestation monitoring in the context of the UNFCCC-REDD process. *Environmental Research Letters*, 2(4), 045025.
- Hofstad, O. (1997). Woodland Deforestation by Charcoal Supply to Dar es Salaam. *Journal of Environmental Economics and Management*, 33, 17–32.
- Hofstad, O. (2016). The degradation of REDD. *Forest Policy and Economics*, 73, 194–200.

- Hofstad, O. & Araya, M. M. (2015). Optimal wood harvest in miombo woodland considering REDD+ payments—A case study at Kitulungalo Forest Reserve, Tanzania. *Forest Policy and Economics*, 51, 9–16.
- Hofstad, O. & Sankhayan, P. L. (1999). Prices of charcoal at various distances from Kampala and Dar es Salaam 1994–1999. *Southern African Forestry Journal*, 186, 15–18.
- Hope, C. & Castilla-Rubio, J. C. (2008). *A first cost benefit analysis of action to reduce deforestation*. Judge Business School, University of Cambridge, Cambridge, UK.
- IPCC. (2014). *Climate change 2014: Mitigation of climate change. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) 2014*. accesse 31 May 2018. https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/ipcc_wg3_ar5_full.pdf [Online]. [Accessed].
- Katani, J. Z., Mustalahti, I., Mukama, K. & Zahabu, E. (2016). Participatory forest carbon assessment in south-eastern Tanzania: experiences, costs and implications for REDD+ initiatives. *Oryx*, 50, 523–532.
- Kessay, J. F., Ngaga, Y. M., Abdallah, J. M., Lusambo, L. P., Mombo, F. M., Kingazi, S. P., Nyamoga, Z. G., Temu, B. J. & Mrutu, M. (2016). Governance structures, transaction costs and incentives for managing REDD+ initiatives in Kilosa District, Tanzania. In: Kulindwa, K. (ed.) *Lessons and implications for Redd+ implication experiences from Tanzania*. CCIAM-SUA, Dar es Salaam, Tanzania.
- Kweka, D., Carmenta, R., Hyle, M., Mustalahti, I., Dokken, T. & Brockhaus, M. (2015). *The context of REDD+ in Tanzania: Drivers, agents and institutions*, Bogor, Indonesia, Center for International Forestry Research (CIFOR).
- Lin, L., Sills, E. & Cheshire, H. (2014). Targeting areas for Reducing Emissions from Deforestation and forest Degradation (REDD+) projects in Tanzania. *Global Environmental Change*, 24, 277–286.
- Luoga, E. J., Witkowski, E. T. F. and Balkwill, K. (2000). Economics of charcoal production in miombo woodlands of eastern Tanzania: some hidden costs associated with commercialization of the resources. *Ecological Economics*, 35(2), pp. 243–257.
- Lydia, P. O., Holly, K. G., Marc, S., Jennifer, J. S. & Brian, C. M. (2008). Reference scenarios for deforestation and forest degradation in support of REDD: a review of data and methods. *Environmental Research Letters*, 3, 025011.
- Mahaningtyas, A., Williams, B. H. and Lincoln, P. (2018). Third independent review of the Indonesia-Norway cooperation on reducing greenhouse gas emissions from REDD+. LTS Limited (UK), Scotland Number 100833.
- Mahanty, S., Suich, H. & Tacconi, L. (2013). Access and benefits in payments for environmental services and implications for REDD+: Lessons from seven PES schemes. *Land Use Policy*, 31, 38–47.
- Makundi, W. R. (2001). Potential and Cost of Carbon Sequestration in the Tanzanian Forest Sector. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 6, 335–353.
- Mcgrath, M. (2013). *EU parliament rejects plan to boost carbon trading BBC* [Online]. Available: <http://www.bbc.com/news/science-environment-22167675> [Accessed 16 April 2013].
- Merger, E., Held, C., Tennigkeit, T. & Blomley, T. (2012). A bottom-up approach to estimating cost elements of REDD+ pilot projects in Tanzania. *Carbon Balance and Management*, 7, 9.
- Nustad, K. (2003). *Gavens makt-norsk utviklingshjelp som formynderskap*. Pax, Oslo.

- Norman, M. & Nakhooda, S. 2014. *The state of REDD+finance*. Washington D.C.: Center for Global Development.
- Olsen, N. & Bishop, J. (2009). *The financial cost of REDD: Evidence from Brazil and Indonesia*, Gland, Switzerland, IUCN.
- Osborne, T. & Kiker, C. (2005). Carbon offsets as an economic alternative to large-scale logging: a case study in Guyana. *Ecological Economics*, 52, 481–496.
- Pandit, R., Neupane, P. R. & Wagle, B. H. (2017). Economics of carbon sequestration in community forests: Evidence from REDD+ piloting in Nepal. *Journal of Forest Economics*, 26, 9–29.
- Phan, T.-H. D., Brouwer, R. & Davidson, M. (2014). The economic costs of avoided deforestation in the developing world: a meta-analysis. *Journal of forest economics*, 20, 1–16.
- Rademaekers, K., Eichler, L., Berg, J., Obersteiner, M. & Havlik, P. (2010). *Study on the evolution of some deforestation drivers and their potential impacts on the costs of an avoiding deforestation scheme*, BV, Rotterdam, Netherlands, ECORYS Nederland.
- Rakatama, A., Pandit, R., MA, C. & Iftekhar, S. (2017). The costs and benefits of REDD+: A review of the literature. *Forest Policy and Economics*, 75, 103–111.
- Reimer, F., Asner, G. P. & Joseph, S. (2015). Advancing reference emission levels in subnational and national REDD+ initiatives: a CLASlite approach. *Carbon Balance and Management*, 10, 5.
- Romijn, E., Ainembabazi, J. H., Wijaya, A., Herold, M., Angelsen, A., Verchot, L. & Murdiyarsa, D. (2013). Exploring different forest definitions and their impact on developing REDD+ reference emission levels: A case study for Indonesia. *Environmental Science & Policy*, 33, 246–259.
- Røst, E. (2019). Første dag på jobb: Brasils nye president vingeklipper urfolksdirektorat. *Bistandsaktuelt*.
- Santilli, M., Moutinho, P., Schwartzman, S., Nepstad, D., Curran, L. & Nobre, C. (2005). Tropical Deforestation and the Kyoto Protocol. *Climatic Change*, 71, 267–276.
- Soltani, A. (2017). Kapittel 17: Om å finne balansen mellom materielle og immaterielle mål ved forvaltningen av statseide naturressurser. in *Immateriell kapital*. pp. 324–340.
- Soltani, A., Sankhayan, P. L. and Hofstad, O. (2016). Playing forest governance games: State-village conflict in Iran. *Forest Policy and Economics*, 73, pp. 251–261.
- Soltani, A., Rannestad, M. M., & Hofstad, O. (2019). Conditional payments for carbon sequestration as a local trading game – A case study from a Tanzanian village. *Journal of Environmental Management*, 240, 331–342.
- Speed, J. (2018). Skogfond avvikles – skylder Norge 150 millioner kroner. Fire år etter at Norge varslet at de trekker seg fra Kongobassengfondet (CBFF) er det nå klart at den norske statskassen vil få tilbake ubrukte midler. *Bistandsaktuelt*.
- Tamiz, M., Jones, D. and Romero, C. (1998). Goal programming for decision making: An overview of the current state-of-the-art. *European Journal of Operational Research*, 111(3), pp. 569–581.
- Venter, O., Meijaard, E., Possingham, H., Dennis, R., Sheil, D., Wich, S., Hovani, L. & Wilson, K. (2009). Carbon payments as a safeguard for threatened tropical mammals. *Conservation Letters*, 2, 123–129.

- Wit, C. T. d., Keulen, H. v., Seligman, N. G. and Spharim, I. (1988). Application of interactive multiple goal programming techniques for analysis and planning of regional agricultural development. *Agricultural Systems*, 26(3), pp. 211–230.
- Wulan, Y. C. (2012). Opportunity Costs of Major Land Uses in Central Sulawesi Kemenhut RI, UN-REDD, FAO, UNDP, UNEP, Jakarta, Indonesia (2012).
- Wunder, S. (2005). *Payments for environmental services: some nuts and bolts*. Center for International Forestry Research (CIFOR) Occasional Paper no. 42.
- Yamamoto, Y. & Takeuchi, K. (2012). Estimating the break-even price for forest protection in Central Kalimantan. *Environmental Economics and Policy Studies*, 14, 289–301.
- Zhang, Y.-J. & Wei, Y.-M. (2010). An overview of current research on EU ETS: Evidence from its operating mechanism and economic effect. *Applied Energy*, 87, 1804–1814.