

Noen betraktninger om kostnadseffektivitet ved jordbrukstiltak mot vannforurensning

Av Arne Grønlund

Arne Grønlund er Dr.Scient og seniorforsker ved Bioforsk Jord og Miljø

Innlegg på fagtreff i Norsk vannforening 8. juni 2009.

Introduksjon

Kostnadseffektivitet ved miljøtiltak kan defineres som forholdet mellom effekten tiltaket har på miljøet og kostnadene ved gjennomføring av tiltak. Det finnes ulike måter for å beregne kostnadseffektivitet som gjenspeiler ulike måter å uttrykke kostnader og effekter på.

Kostnader

I denne artikkelen vil jeg ikke gå nærmere inn på ulike typer kostnader, men fokusere på hvem som betaler kostnadene. For miljøtiltak innen jordbruket kan en skille mellom:

- Kostnader eller ulemper for jordbruket som kan omfatte ekstra arbeid, økte driftskostnader, investeringer eller redusert inntekt som følge av lavere avling
- Kostnader som skal dekkes av det offentlige som omfatter utbetalte tilskudd, saksbehandling i offentlige forvaltning samt rådgivning og informasjon
- Samfunnsøkonomiske kostnader som omfatter samfunnets totale ressursbruk.

Kostnadene for jordbruket kan variere mye mellom de enkelte gårdsbruk avhengig av bl a jord- og terrengforhold, eksisterende maskinpark og tilgjengelig arbeidskapasitet. Virkningen av miljøtiltak på avlingsstørrelsen kan variere sterkt mellom ulike jordtyper. Det er derfor svært vanskelig for utenforstående å få innsyn i de reelle kostnadene for jordbruket. Tilskudd til miljøtiltak i jordbruket, som er en utgift for det offentlige, er en inntekt for den enkelte bonde. Så lenge miljøtiltakene og mottak av tilskudd er frivillig, kan en gå ut fra at bøndene ikke har økonomiske tap ved gjennomføring av til miljøtiltak, men at de i noen tilfeller kan sitte igjen med en viss fortjeneste.

For miljøforvaltningen, som har som oppgave å sørge for et begrenset offentlig budsjett skal føre til en best mulig miljøtilstand, kan det være mest relevant å fokusere på kostnader i form av utbetalte tilskudd, fordi de utgjør mesteparten av de offentlige utgiftene og kan variere sterkt mellom ulike tiltak og områder.

Effekter

Jordbrukstiltak mot vannforurensning skal først og fremst ha effekt på vann-

kvalitet, men kan i tillegg ha effekter på jordkvalitet og andre miljøeffekter.

Ved vurdering av effekter på vannkvalitet må en ta hensyn til flere faktorer:

- Avrenning og tilførsel av stoff (partikler, biotilgjengelig fosfor og nitrogen, humus og plantevernmidler).
- Kvalitetskrav til resipient (f eks drikkevann eller badevann)
- Egenskaper ved resipienten (f eks tilstand og belastningsgrad)

Tiltak mot vannforurensning kan bidra til høyere jordkvalitet som følge av redusert avrenning av erosjonspartikler, plantenæringsstoffer og organisk materiale. Disse effektene er i bondenes interesse og kan derfor antas å bidra til større gjennomføringsgrad av tiltak.

Tiltak mot erosjon som endret jordarbeiding og grasdekte arealer (vannveier eller bufferoner) vil også ha positive miljøeffekter i form av økt biologisk mangfold og større karbonbinding i jord som følge av lengre perioder med vegetasjonsdekke. Dersom disse effektene kan kvantifiseres og verdsettes, bør kostnadene som skal belastes vannforurensning fratrekkes verdien av andre miljø-

effekter som er av interesse for storsamfunnet.

Eksempler fra evalueringen av regionale miljøprogram (RMP)

Ved evalueringen av regionale miljøprogram (RMP) ble det foretatt en forenklet beregning av kostnadseffektiviteten av stubbåker, basert på beregnet erosjon og utbetalte tilskudd. Erosjonen er beregnet av Norsk institutt for skog og landskap ved hjelp av en modifisert versjon av den universelle jordtapsligningen og blir gruppert i 4 klasser som vist i tabell 1.

Stubbåker antas å redusere erosjonen med 85 % i forhold til høstpløying, uavhengig av erosjonsklasse. Effekten i form av redusert erosjon antas derfor å være proporsjonal med erosjon med høstpløying. Tilskuddene til stubbåker er også differensiert mellom erosjonsklassene, med ikke så sterkt som effektene på erosjonen. Som følge av dette øker kostnadseffekten med økende erosjonsklasse, fra 0,6 kg per kr tilskudd i klasse 1 til 7,1 kg per kr tilskudd i klasse 4, tabell 1.

Erosjonsklasse	Erosjon, kg per dekar og år			Tilskudd, kr per dekar (2003)	Kostnadseffektivitet, kg redusert erosjon/kr tilskudd
	Beregnet erosjon ved høstpløying		Beregnet redusert erosjon ved stubbåker		
	Klassegrenser	Gjennomsnitt			
1	0-50	29	25	40	0,6
2	50-200	99	84	70	1,2
3	200-800	391	332	110	3,0
4	>800	1164	989	140	7,1

Tabell 1. Eksempel på forenklet beregning av kostnadseffektivitet av stubbåker ved for ulike erosjonsklasser og tilskuddsatser for 2003.

Fram til 2004 var det felles tilskuddsats for hele landet. Fra og med 2005 har vært adgang til å variere satsene mellom fylker og vassdrag som følge av de regionale miljøprogrammene. Tabell 2 viser kostnadseffektivitet av stubbåker basert på beregnet totalt redusert erosjon og utbetalte tilskudd for hvert fylke for 2003 og 2006. I sum for fylkene har effektene gått ned mens utbetalte tilskudd har vært omtrent uendret (økningen har vært mindre enn inflasjonen som var på 4,3 % i denne perioden). Den beregnede kostnadseffektiviteten har derfor gått

ned i gjennomsnitt, men det er betydelige variasjoner mellom fylkene. Redusert kostnadseffekt kan bety mindre fokus på tiltak på de mest erosjonsutsatte arealene som gir størst kostnadseffektivitet. Men det kan også bety sterkere prioritering av vassdrag etter kvalitetsmål og sårbarhet, hvor det kreves større grad av tiltaksgjennomføring for oppnå ønsket vannkvalitet. Kostnadseffektiviteten av stubbåker vil generelt avta med økende tiltaksgjennomføring, på grunn behov for på større areal i lavere erosjonsklasse.

Fylke	Redusert erosjon, 1000 tonn		Utbetalt tilskudd, mill kr		Kostnadseffektivitet, kg erosjon/kr tilskudd	
	2003	2006	2003	2006	2003	2006
Østfold	44	31	16	17	2,7	1,8
Akershus	77	75	23	24	3,4	3,2
Hedmark	42	38	21	18	2,0	2,1
Oppland	17	18	10	11	1,7	1,7
Buskerud	27	11	9	10	2,9	1,1
Vestfold	26	22	9	9	2,9	2,4
Sør-Trøndelag	20	17	4	4	5,0	4,1
Nord-Trøndelag	45	49	13	14	3,3	3,5
Sum/gjennomsnitt	298	261	105	107	2,8	2,4

Tabell 2. Fylkesvis beregning av kostnadseffektivitet av stubbåker for 2003 og 2006.

Korreksjon for verdi av karbonbinding i jord

Ensidig korndyrking med høstpløying har ført til tap av organisk materiale fra jord. Mesteparten av tapet skjer som følge av mineralisering til CO₂. På Østlandet er det årlige tapet målt til 30-60 kg C tapt per dekar, som tilsvarer 110-220 kg CO₂. Stubbåker kan bidra til å stabilisere karboninnholdet i jord. En kan anta at effekten av stubbåker øker

med økende erosjonsklasse som vist i tabell 3. Ut fra en kvotepris på 160 kr per tonn CO₂ kan verdien av redusert CO₂-utslipp beregnes til 18 - 35 kr per dekar, avhengig av erosjonsklasse. Tilskuddet som belastes redusert erosjon kan reduseres med verdien av redusert CO₂-utslipp. Den korrigerte kostnadseffektiviteten vil derfor øke sammenlignet med kostnadseffektiviteten presentert i tabell 1.

Erosjons-klasse	Kg per dekar		Kr per dekar			Korrigert kostnads-effektivitet, kg redusert erosjon/kr tilskudd
	Redusert erosjon	Redusert CO ₂ -tap	Tilskudd, ukorrigert	Verdi av CO ₂ -binding	Tilskudd som belastes redusert erosjon	
1	25	110	40	18	22	1,1
2	84	147	70	23	47	1,8
3	332	183	110	29	81	4,1
4	989	220	140	35	105	9,4

Tabell 3. Eksempel på kostnadseffektivitet korrigert for karbonbindingseffekt av stubbåker.

Avsluttende kommentarer

De eksemplene som er vist i denne artikkelen er basert på sterkt forenklede uttrykk for både kostnader og miljøeffekter. I kostnadene for det offentlige bør også kostnader til administrasjon og informasjon inkluderes. Miljøeffektene

bør uttrykkes i effekt på vannkvalitet, ikke bare beregnet erosjon fra jordet. Det er også en stor utfordring å kvantifisere og verdsette andre miljøeffekter som oppnås som følge av tiltak mot vannforurensning.