

Beregning av rovdyrtap i reindriftsnæringen basert på produksjonsdata

Evaluering av en populasjonsmodell

Torkild Tveraa og Henrik Andrén

Tromsø/Grimsö, 15. Januar 2018

UPUBLISERT

TILGJENGELIGHET
Åpen

PROSJEKTLEDER
Torkild Tveraa

ANSVARLIG FORSKNINGSSJEF
Morten Kjørstad

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)
Mirja Lindberget, Naturvårdsverket, Sverige

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE
NV-08640-16

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER
Mirja Lindberget

Innhold

1	Bakgrunn	3
2	Kommentarer til rapporten	4
2.1	Variasjon mellom ulike samebyer.....	4
2.2	Variasjon mellom år	4
2.3	I hvilken grad kan tap forklares utfra kjente rovviltforekomster?.....	5
2.4	Tap påvirkes av flere forhold samtidig.....	5
2.5	Det er vanskelig å få presise tall på antall rein.....	6
3	Forslag til videre utviklingsbehov	7
3.1	Analysert basert på eksisterende data.....	7
3.2	Datafangst der dagens data er mangelfulle	7
4	Referanser	8

1 Bakgrunn

Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU) i Uppsala har i samarbeide med det svenske Sametinget utarbeidet en produksjonsmodell for å beregne tapet av rein til rovdyr. Dette arbeidet er presentert i rapporten «Beräkning av rovdjursförluster i rennäringen baserat på produktion» signert Birgitta Åhman, SLU – 2017-10-03.

Modellen er ment som et forvaltningsverktøy i arbeidet med rein og rovdyr og har sin bakgrunn i den svenske regjeringens fastsatte toleransenivå hvor det maksimalt skal aksepteres et tap på 10 % av reinflokken til rovdyr. Modellen baserer seg på å sammenligne forventet antall reiner som er tilstede i flokken i fravær av rovdyr med registrert antall. Avviket mellom forventet og registrert antall rein er ansatt å gi et mål på rovdyrtapet.

Norsk institutt for naturforskning og SLU, Institutionen för ekologi, Grimsö forskningsstation har fått i oppdrag å vurdere om:

1. Beregningene i modellen er å anse som korrekte? Kan de verifiseres mot data fra andre land?
2. Gir modellen et mål på rovdyrtap?
3. Hva er styrkene og svakhetene med modellen?
4. Hvilke utviklingsbehov finnes?

2 Kommentarer til rapporten

I produksjonsmodellen, som nevnt over, er det foreslått at tap på tidspunkt, t , kan beregnes med bakgrunn i antall rein observert/telt på tidspunkt t mot antall rein observert på forrige tidspunkt, $t-1$, korrigert for forventede døds- og fødselsrater. Forskjellen mellom beregnet og observert antall rein på tidspunkt t danner utgangspunkt for tapet av rein til rovdyr.

Utrekningene baserer seg på kunnskap om fødsels- og dødsrater og antar at disse parameterne er de samme for alle samebyene. Dog er det foreslått at beiteforholdene subjektivt skal kunne vurderes som normale, dårligere eller dårlig, og dette påvirker forventede fødsels- og dødsrater.

Rapporten presenterer en enkel modell som er lettfattelig framstilt og referer til mange av de arbeidene som er publisert i vitenskapelige journaler eller rapporter på tap av rein til rovdyr.

Fordelen med en slik enkel ikke-teknisk modell, er at den enkelt kan forklares til utenforstående. Spørsmålet er i hvor stor grad denne forenklingen sikrer at modellen fortsatt gjenspeiler virkeligheten og er et tilstrekkelig godt verktøy for beslutninger i forvaltningen.

Det er særlig 5 forhold som gjerne skulle vært evaluert og håndtert for å kunne vurdere hvor godt modellen beskriver virkeligheten og bidrar til reduserte konflikter rundt rovvilt i reindriftsnæringen.

Dette omfatter:

1. Variasjon mellom ulike samebyer
2. Variasjon mellom år.
3. I hvilken grad kan tap forklares utfra kjente rovviltforekomster?
4. Tap påvirkes av flere forhold samtidig.
5. Gjensynsrater ("detectability")

2.1 Variasjon mellom ulike samebyer

Tidligere funn fra Sverige viser at det finnes betydelig variasjon i produksjon/tap mellom de svenske samebyene som ikke kan forklares av variasjon i rovdyrforekomster (Lundqvist mfl 2009). Tilsvarende viser Hobbs m.fl. (2012) at det er en sterk nord-sørgradient i bestandsdynamikken i den svenske reindriften. Det ville i utgangspunktet være naturlig å håndtere denne variasjonen i modellen. Alternativt bør det gjennomføres analyser som viser at funnene til Lundqvist og kolleger og Hobbs og kolleger ikke er relevante i denne sammenhengen. Er det variasjon i tapet slik det beregnes fra modellen som kan relateres til inndelingen som ble gjort av Lundqvist eller Hobbs og kolleger?

2.2 Variasjon mellom år

Tidligere studier har vist at klimatiske forhold påvirker produksjon og populasjonsdynamikk i de svenske samebyene (Hobbs mfl 2012, Lundqvist mfl 2009) og tilsvarende observasjoner er gjort i Finland og Norge (Helle & Kojola 2008, Tveraa mfl 2007). I hvilken grad kan den beregnede variasjonen i tap mellom år forklares av klimatiske forhold?

Erfaringer fra Norge tilsier at det kan være vanskelig å vurdere subjektivt om beiteforholdene har vært gode, middels eller dårlige – også for enkelte reindriftsutøvere. Og dette kan bli spesielt vanskelig dersom vurderingen får forvaltningsmessige konsekvenser. Det burde derfor konkretiseres hvordan den årlige variasjonen i beitenes kvalitet kan bedømmes slik at dette blir vurdert rettferdig på tvers av samebyene. Den Nord Atlantiske Oscillasjonen (NAO Hurrell 1995) som allerede er brukt for å forklare variasjon mellom år vil være det enkleste målet å bruke dersom sammenhengen til lokalt klima er kjent, men NAO beskriver ikke geografisk variasjon. Ofte er betydelige geografiske forskjeller i lokalt klima som gjør det vanskelig å bruke denne type data (Mysterud mfl 2001). Data fra lokale værstasjoner kan erfaringsmessig også være komplisert å bruke (Hallett mfl 2004), mens fjernmåling av vegetasjon ser ut til å fungere godt i

en rekke sammenhenger (Pettorelli mfl 2005a). I Norge har fjernmåling av tilgjengelig vegetasjon på bakken om våren vist seg å fange relativt bra opp variasjon i beitekvalitet mellom år og ulike reinbeitedistrikter/samebyer (Bårdsen & Tveraa 2012, Pettorelli mfl 2005b, Tveraa mfl 2013), og det ville vært interessant å undersøke om dette fungerer også for den svenske reindriften. For de nordligste samebyene i Sverige er det resultater som tyder på at det kan fungere bra (Tveraa & Stien 2013). Det kunne i så fall åpne for sammenligninger på tvers av landegrensene.

Det argumenteres for at tilleggsfôring sikrer at beiteforholdene aldri blir spesielt dårlig. Fra Norge er det erfaringer som tilsier at det kan være vanskelig å bufre vanskelige beiteforhold fullt ut selv om reinen er vant til å spise pellets og fôret er kjørt på plass før beiteforholdene blir vanskelig (Ballesteros mfl 2013). Videre synes ikke fôring å kunne motvirke variasjonen mellom individer som oppstår før vintersesongen (Fauchald mfl 2004). Selv i flokker med meget god kondisjon og svært god infrastruktur for tilleggsfôring ser vi at kalvingsprosenten under merking på sensommeren varierer fra 50-95% fra ett år til et annet. Rovdyr kan være med på å forsterke effekten av vanskelige vintre med ising, men sistnevnte synes å være den viktigste faktoren for å forstå slik ekstrem mellomårsvariasjon. Finnes det studier som kan bekrefte at ekstrem-år ikke inntreffer i den svenske reindriften? Fra Norge er det erfaringer med at tap i slike år gjerne oppfattes som rovvilttap (Tveraa mfl 2014) og det vil også være tilfelle i den foreslåtte modellen.

Det nevnes i rapporten at mange rein døde som en følge av fallulykker i et studie fra Trøndelag, og det foreslås at dette neppe kan være tilfelle i den svenske reindriften hvor vinterbeitene er i mer boreale områder. Pågående studier av radiomerkede simler i Norge viser at denne typen tap kan være særlig stort om våren etter at reinen er flyttet ut på sommerbeitene. I år med sein sommer og vanskelige beiteforhold trekkes reinen til barflekker i bratte områder og synes å være spesielt utsatt for fallulykker. Dette er gjerne på plasser som er lite tilgjengelig og hvor det ikke er lett å finne igjen dyr som ikke er radiomerket. Det synes derfor mulig at tilsvarende situasjoner kan oppstå i den svenske reindriften når reinen er trukket til de mer alpine og kupert sommerbeitene langs kjølen uten at det nødvendigvis blir oppdaget av reineier. Ideelt sett burde det gjennomføres radiomerking i et utvalg av flokker over flere år med variasjon i beiteforhold for å avdekke hvorvidt dette er et relevant tap i den svenske reindriften. Vesentlig i denne sammenheng er det at det brukes et satellittbasert system som ikke er avhengig av mobilnett for å sende ut signaler/dødsvarsel.

2.3 I hvilken grad kan tap forklares utfra kjente rovviltforekomster?

Tidligere studier har vist at gaupe og jerv påvirker slakteuttaket i den svenske reindriften negativt (Hobbs mfl 2012). I studiet til Hobbs mfl ble gjennomsnittlig antall rein som ble slaktet i hver sameby over en 13-årsperiode relatert til reintall, antall gaupefamilier, antall jerveynglinger, en indeks av bjørnetetthet basert på elgjegernes observasjoner av bjørn, og breddegrad (Nord-Sør-gradient). I tillegg ble dynamikken i reintallet beregnet med bakgrunn i de samme prediktorene. Det bør lages et tilsvarende regnestykke basert på den foreslåtte produksjonsmodellen hvor det totale rovvilttapet sammenlignes mot kjente tapstall både basert på modeller som kun ser på det additive tapet (Hobbs mfl 2012, Tveraa mfl 2014) og modeller hvor det kompensatoriske tapet inkluderes (Mattisson & Odden 2016, Mattisson mfl 2011, Mattisson mfl 2016). Avvikene bør vurderes med tanke på hvor realistisk det er at bjørn og kongeørn står for det tapet som ikke forklares med bakgrunn i killratestudiene og kjente bestandstall for gaupe og jerv. Det bør også vurderes hvorvidt avvikene kan forklares med bakgrunn i usikre bestandstall for gaupe, jerv, bjørn og ørn.

2.4 Tap påvirkes av flere forhold samtidig.

Hvilke faktorer som skaper variasjon i fødsels- og dødsrater, og derigjennom svingninger i bestander er et sentralt tema i økologien. Typisk for klauvdyr er at det er særlig de yngste og de eldste individene som dør og dette gjenspeiler seg i demografien til de artene hvor det er blitt studert. Mens overlevelsen til ungdyr er variabel, er overlevelsen til voksne dyr langt mer stabil (Gaillard mfl 1998, Gaillard mfl 2000).

Sentralt i å forstå tapsomfanget og årsakene, er studier hvor nyfødte kalver er blitt utstyrt med radiosendere som varsler når dyrene dør, såkalte dødsvarselsendere. I en oppsummering av tilgjengelige studier slo Linnell og kolleger fast at rovdyr er den viktigste direkte dødsårsaken (Linnell mfl 1995) hos nyfødte klauvdyr. Samtidig slo de fast at bare et fåtall studier hadde kunnskap om dyrenes kondisjon / vekt og understrekte derfor at det manglet kunnskap om de bakenforliggende årsakene som gir variasjon i overlevelse mellom områder og år. Dette er forhold som ble ytterligere diskutert i en sammenstilling hvor formålet var å forstå mekanismene bak variasjon i fødsels- og dødsrater i klauvdyrbestander (Sæther 1997). Her ble det framhevet at dødsratene kan være betydelige også i bestander uten kjente rovdyrforekomster. I nyere tid, har bevisstheten rundt disse forholdene ført til en helt ny tilnærming ved bruk av dødsvarselsendere hvor tap på grunn av predasjon og andre forhold undersøkes simultant (Griffin mfl 2011). Dette gir en helt annen mulighet til å studere i hvilken grad klimatiske forhold, variasjon i individkvalitet og predatorer er drivende for det observerte tapet. I den internasjonale faglitteraturen er det rettet kraftig kritikk mot å beregne tap uten at det samtidig beregnes hvor stor andel av tapet som er kompensatorisk og hvor stor andel som er additivt (Hebblewhite 2011). Et hovedbudskap i denne kritikken er at dersom tap beregnes uten å ta hensyn til andre faktorer enn rovvilt, vil dette overestimere tapet og derigjennom også være med på å øke konfliktnivået rundt forvaltningen av fredet rovvilt.

2.5 Det er vanskelig å få presise tall på antall rein

Utvikling av modeller som gir korrekte mål på overlevelse og bestandsstørrelser har siden Lebreton mfl (1992) publiserte sin artikkel for 25 år siden utviklet seg til et stort fagfelt innen statistikk og økologi som har hatt stor utvikling (se f. eks. Borchers mfl 2002, Kéry & Royle 2016). Et bærende element i denne forskningen er det faktum at ikke alle individer nødvendigvis blir observert i hver observasjonsrunde. For å håndtere dette trenger vi en samplingsmetodikk som gjør oss i stand til estimere hvor stor andel av individene som ikke blir observert.

I reindriften er det vanlig at ikke alle dyr blir samlet i forbindelse med hver samling. Hvor stor andel av det totale dyreantallet som samles varierer erfaringsmessig mellom ulike områder og år. Et eksempel på dette finner vi fra studiet som ble utført i Njaarke (Åhman mfl 2014). I denne studiet ble det rapportert om en variasjon i gjenfangstrater (andel av flokken som ble observert på forskjellige samlinger) fra 39% - 83% i flokk A og 28% - 76% i flokk B. Tilsvarende verdier er også observert under det Svenske bjørneprosjektet (upubliserte data).

Det bør nevnes at disse tallene er basert på modeller som antar lukkede bestander (uten innvandring eller utvandring). Dersom denne usikkerheten ikke håndteres vil tapet overestimeres. Inkludering av metodikk som håndterer dette i beregningen av reintall synes derfor nødvendig for å få korrekte tall på tap. Det kunne gjøres ved å igangsette demografiske studier i et utvalg av samebyer hvor enkeltindivider følges.

Som nevnt over antas det for mange av disse metodene at det jobbes i lukkede bestander. Noe som ofte ikke er tilfelle. Enkelte dyr flytter gjerne over til andre områder. Om disse ikke blir gjenfunnet vil det bidra til feil i beregningene også i disse metodene. Omfanget av migrasjon av dyr ut av samebyenes område kan studeres gjennom radiomerking av rein.

3 Forslag til videre utviklingsbehov

Vi foreslår at videre utviklingsbehov kan det deles over to akser. Den ene akse omfatter statistiske analyser og simuleringer basert på eksisterende data. Den andre akse omhandler innsamling av nye data der dagens kunnskapsgrunnlag og data er mangelfulle. Sistnevnte vil tilsynelatende være den mest kostnads-krevende aktiviteten, men vil bare være nødvendig dersom det gjennom analysene og testing mot eksisterende data skulle vise seg at modellen ikke gir tilstrekkelig god presisjon. Vi har derfor bare kort og overordnet beskrevet denne aktiviteten og foreslår at den bør skrives ut i en detaljert plan basert på analysene av eksisterende data.

3.1 Analyser basert på eksisterende data.

Som vi har redegjort for over, er det naturlig å vurdere den presenterte modellens egnethet opp mot tilgjengelige data.

Vi foreslår at det bør gjøres simuleringer for å se hvordan bruk av de foreslåtte fødsels- og dødsratene gjenspeiler bestandsdynamikken i samebyene med utgangspunkt i kjente reintall og slaktedata.

Det bør gjøres statistiske analyser for å undersøke om tapene slik de beregnes i den foreslåtte modellen påvirkes av (1) geografiske og (2) klimatiske forhold så vel som kjente (3) rovdyrforekomster.

Det bør også undersøkes i hvilken grad kan den observerte reintallsdynamikken kan forklares med bakgrunn i variasjon i andelen rein som blir gjensatt under samling

3.2 Datafangst der dagens data er mangelfulle

Den foreslåtte modellen forutsetter at alle individer som er i live blir observert under hver samling av flokken og at ingen dyr flytter permanent ut av leveområdet. Dette er antagelser som det kan samles kunnskap om gjennom individmerking og radiomerking av rein. Dette kan gjennomføres i et utvalg av samebyer med ulike driftsmønstre og driftsforhold, slik at dataene som samles inn kan forventes å ha generell gyldighet.

Oppfølging av individmerkede dyr vil supplere eksisterende kunnskap om overlevelse og gjensynssannsynlighet for ulike aldersklasser. Vi foreslår også at kjønn på slaktede og levende kalver noteres da det vil bidra med vesentlig informasjon og bedre analyser.

Radiomerking vil gi kunnskap om hvor stor utveksling det er av rein mellom ulike samebyer og kan i tillegg gi ny informasjon om dødsårsaker hos voksne rein.

Gjennom registrering av rekruttering hos individmerkede rein, kan det også samles inn mer kunnskap om hvordan variasjon i fødselsrater påvirkes av variasjon i miljøforhold.

4 Referanser

- Ballesteros, M., Bårdsen, B. J., Fauchald, P., Langeland, K., Stien, A. & Tveraa, T. 2013. Combined effects of long-term feeding, population density and vegetation green-up on reindeer demography. - *Ecosphere* 4 (4): art45.
- Borchers, D. L., Buckland, S. T. & Zucchini, W. 2002. Estimating animal abundance. Closed populations. - Springer, London.
- Bårdsen, B.-J. & Tveraa, T. 2012. Density-dependence vs. density-independence – linking reproductive allocation to population abundance and vegetation greenness. - *Journal of Animal Ecology* 81: 364-376.
- Fauchald, P., Tveraa, T., Henaug, C. & Yoccoz, N. 2004. Adaptive regulation of body reserves in reindeer, *Rangifer tarandus*: a feeding experiment. - *Oikos* 107 (3): 583-591.
- Gaillard, J.-M., Festa-Bianchet, M. & Yoccoz, N. G. 1998. Population dynamics of large herbivores: variable recruitment with constant adult survival. - *Trends in Ecology and Evolution* 13 (2): 58-63.
- Gaillard, J.-M., Festa-Bianchet, M., Yoccoz, N. G., Loison, A. & Toïgo, C. 2000. Temporal variation in fitness components and population dynamics of large herbivores. - *Annual Review in Ecology and Systematics* 31: 367-393.
- Griffin, K. A., Hebblewhite, M., Robinson, H. S., Zager, P., Barber-Meyer, S. M., Christianson, D., Creel, S., Harris, N. C., Hurley, M. A., Jackson, D. H., Johnson, B. K., Myers, W. L., Raithel, J. D., Schlegel, M., Smith, B. L., White, C. & White, P. J. 2011. Neonatal mortality of elk driven by climate, predator phenology and predator community composition. - *Journal of Animal Ecology* 80 (6): 1246-1257.
- Hallett, T. B., Coulson, T. N., Pilkington, J. G., Clutton-Brock, T. H., Pemberton, J. M. & Grenfell, B. T. 2004. Why large-scale climate indices seem to predict ecological processes better than local weather. - *Nature* 430: 71-75.
- Hebblewhite, M. 2011. Unreliable Knowledge About Economic Impacts of Large Carnivores on Bovine Calves. - *Journal of Wildlife Management* 75 (8): 1724-1730.
- Helle, T. & Kojola, I. 2008. Demographics in an alpine reindeer herd: effects of density and winter weather. - *Ecography* 31 (2): 221-230.
- Hobbs, N. T., Andren, H., Persson, J., Aronsson, M. & Chapron, G. 2012. Native predators reduce harvest of reindeer by Sámi pastoralists. - *Ecological Applications* 22: 1640-1654.
- Hurrell, J. W. 1995. Decadal Trends in the North-Atlantic Oscillation - Regional Temperatures and Precipitation. - *Science* 269 (5224): 676-679.
- Kéry, M. & Royle, J. A. 2016. Applied Hierarchical Modeling in Ecology: Analysis of distribution, abundance and species richness in R and BUGS. Volume 1: Prelude and Static Models. 1. - Academic Press, Amsterdam.
- Lebreton, J. D., Burnham, K. P., Clobert, J. & Anderson, D. R. 1992. Modelling survival and testing biological hypotheses using marked animals. A unified approach with case studies. - *Ecological Monographs* 62 (1): 67-118.
- Linnell, J. D. C., Aanes, R. & Andersen, R. 1995. Who killed Bambi? The role of predation on neonatal mortality of temperate ungulates. - *Wildlife Biology* 1 (4): 209-223.
- Lundqvist, H., Norell, L. & Danell, Ö. 2009. Relationships between biotic and abiotic range characteristics and productivity of reindeer husbandry in Sweden. - *Rangifer* 29: 1-24.
- Mysterud, A., Stenseth, N. C., Yoccoz, N. G., Langvatn, R. & Steinheim, G. 2001. Nonlinear effects of large-scale climatic variability on wild and domestic herbivores. - *Nature* 410: 1096-1099.

- Pettorelli, N., Vik, J. O., Mysterud, A., Gaillard, J. M., Tucker, C. J. & Stenseth, N. C. 2005a. Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. - *Trends in Ecology & Evolution* 20 (9): 503-510.
- Pettorelli, N., Weladji, R. B., Holand, O., Mysterud, A., Breie, H. & Stenseth, N. C. 2005b. The relative role of winter and spring conditions: linking climate and landscape-scale plant phenology to alpine reindeer body mass. - *Biology Letters* 1 (1): 24-26.
- Sæther, B. E. 1997. Environmental stochasticity and population dynamics of large herbivores: A search for mechanisms. - *Trends in Ecology & Evolution* 12 (4): 143-149.
- Tveraa, T., Stien, A., Bårdsen, B. J. & Fauchald, P. 2013. Population densities, vegetation green-up, and plant productivity: impacts on reproductive success and juvenile body mass in reindeer. - *PLoS ONE* 8: e56450.
- Tveraa, T., Stien, A., Brøseth, H. & Yoccoz, N. G. 2014. The role of predation and food limitation on claims for compensation, reindeer demography and population dynamics. - *Journal of Applied Ecology* 10.1111/1365-2664.12322.
- Tveraa, T., Fauchald, P., Yoccoz, N. G., Ims, R. A., Aanes, R. & Høgda, K. A. 2007. What regulate and limit reindeer populations in Norway? - *Oikos* 116 (4): 706-715.
- Åhman, B., Svensson, K. & Rönnegård, L. 2014. High Female Mortality Resulting in Herd Collapse in Free-Ranging Domesticated Reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*) in Sweden. - *PLoS ONE* 9 (10): e111509.
- Hobbs, N. T., Andren, H., Persson, J., Aronsson, M. & Chapron, G. 2012. Native predators reduce harvest of reindeer by Sámi pastoralists. - *Ecological Applications* 22: 1640-1654.
- Mattisson, J. & Odden, J. 2016. Predasjon av tamrein fra gaupe og jerv. Et dataunderlag for beregning av tap av tamrein til gaupe og jerv. NINA kortrapport 18 s.
- Mattisson, J., Odden, J., Nilsen, E. B., Linnell, J. D. C., Persson, J. & Andren, H. 2011. Factors affecting Eurasian lynx kill rates on semi-domestic reindeer in northern Scandinavia: Can ecological research contribute to the development of a fair compensation system? - *Biological Conservation* 144 (12): 3009-3017.
- Mattisson, J., Rauset, G. R., Odden, J., Andrén, H., Linnell, J. D. C. & Persson, J. 2016. Predation or scavenging? Prey body condition influences decision-making in a facultative predator, the wolverine. - *Ecosphere* 7 (8): n/a-n/a.
- Tveraa, T. & Stien, A. 2013. Bestandsvekst og tap i de svenske samebyene med sommerbeiter i indre Troms. NINA Minirapport 474. 18 s.
- Tveraa, T., Stien, A., Brøseth, H. & Yoccoz, N. G. 2014. The role of predation and food limitation on claims for compensation, reindeer demography and population dynamics. - *Journal of Applied Ecology* 10.1111/1365-2664.12322.

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00, Telefaks: 73 80 14 01

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger