

Hekkefugler på Rinnleirets strandeng i 2010

Magne Husby

Hekkefugler på Rinnleirets strandeng i 2010

Magne Husby



Høgskolen i Nord-Trøndelag

Utredning nr 123

ISBN 978-82-7456-616-3

ISSN 1504-6354

Steinkjer 2010

Forord

Det er gjennomført undersøkelser av fuglelivet på Rinnleiret i 15 av de siste 36 årene siden 1975. I dette tidsrommet har hekkebestanden av vadere avtatt med over 90 %. Det er satt fram flere teorier om årsaker til denne negative bestandsutviklingen. Blant annet har det foregått en sterk gjengroing av strandenga, og det er meget høy reirpredasjon her.

Denne rapporten tar spesielt for seg tre forhold:

1. De siste årene er det gjennomført aktiv skjøtsel gjennom fjerning av trær og busker på Rinnleiret. Denne rapporten ser på effekter av denne skjøtselen på antall hekkende par og deres hekkesuksess.
2. Det dokumenteres bestandsutvikling og dagens status for de vanligste hekkefuglene på strandenga på Rinnleiret i dag.
3. Det er flere rapporter som påviser meget høyt predasjonstrykk på fuglereir på Rinnleiret. Derfor undersøkes det også hvordan hekkesuksessen for både naturlige og kunstige reir har endret seg i forbindelse med skjøtselstiltakene. De kunstige utsatte reirene forteller hvor på strandenga reir i størst grad blir predatert og hvem som er predator.

Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, Miljøvernavdelingen, har gitt økonomisk støtte til prosjektet. Stein Narve Kjelvik takkes for assistanse til feltarbeidet, og for å ha laget kartene som viser plassering av de naturlige og kunstige reirene.

Levanger, november 2010

Magne Husby

Sammendrag

Antall par med hekkende vadere på Rinnleiret er redusert med over 90 % fra 1975 til 2010. Viktige årsaker til dette er en generell bestandsnedgang hos vadefugler og sanglerke både i Norge og resten av Europa, sterk gjengroing med busker og skog, og høy predasjonsrate på reirene. Spesielt var bestandsnedgangen stor i en tiårs periode etter midten av 1980-tallet, som sammenfaller med etablering av avfallsdeponi på Mule i 1984. Aktiv skjøtsel, med litt fjerning av vegetasjon, startet i 2003. Større åpne flater er laget i 2007 og senere. Fra 2008 er også et område gjerdet inn for beitende sau. Effekten av disse skjøtselstiltakene er i dette arbeidet studert både på naturlige reir og et nettverk av kunstige reir spredt utover strandenga.

Det er observert positive effekter etter at skjøtselstiltakene startet på Rinnleiret. Antall hekkende vadere var lavest i 2006, og har deretter vist en svak økning til 2009 og litt nedgang igjen i 2010. Storspove er kommet tilbake som hekkefugl, mens sandlo og vipe hekker enkelte år. Tjeld har hekket hele tiden, men har økt i antall etter 2006 og hadde i 2009 like mange hekkende par som for 15 år siden, mens det igjen var ganske få par i 2010. Plyndringsraten på reir er fulgt siden 2005, og for både naturlige og kunstige reir var det avtagende predasjonsrater til 2009 og en økning i 2010. Det var fugler som plyndret de fleste reirene.

I 2005 var det spesielt områder lengst mulig unna skog og buskas, samt et stykke unna sjøen og elva, der få kunstige reir ble plyndret. Det var også i dette området sanglerkene hekket, og tilsynelatende få av deres reir ble plyndret. Aktiv skjøtsel førte til at de åpne arealene ble større og det ble gjerdet inn beiteområde for sau. Etter dette endret også mønsteret i plyndringen av de kunstige reirene seg. De reirene som nå ikke ble plyndret var spredt jevnt utover strandenga. Også hekkende sanglerker spredte seg utover strandenga i mye større grad enn tidligere. I en tidlig fase av skjøtselstiltakene var det reir nærmest skogkant som hadde høyest predasjon. Dette endret seg til ikke å ha noen betydning i 2008 og 2009, og ble motsatt i 2010. Dette er interessant, og kan tyde på at kantsonens utforming har betydning for hvor attraktiv den er for ulike arter av reirpredatorer.

Emneord: Rinnleiret, Levanger kommune, fugl, reirpredasjon, vadefugl, kunstige reir

Innhold

Forord	2
Sammendrag	3
Innhold	4
1. Innledning	5
1.1. Bestandsutvikling av vadefugler	5
1.2. Reirpredasjon som mulig forklaring på nedgang i hekkepopulasjonene av vadere	5
1.3. Landskapsendring som en mulig årsak	6
1.4. Bruk av kunstig reir	7
1.5. Skjøtselstiltak	7
1.6. Målene med skjøtselstiltakene og denne undersøkelsen	7
2. Metode og materiale	9
2.1. Områdebeskrivelse	9
2.2. Metode og materiale	10
2.3. Statistikk	11
3. Resultater	12
3.1. Bestandsutvikling	12
3.2. Hekkende spurvefugler på strandenga	14
3.3. Effekter av aktiv skjøtsel	15
3.4. Hvem plyndrer reirene	18
4. Diskusjon	19
4.1. Bestandsendring av hekkende fugler og aktiv skjøtsel	19
4.2. Forslag til videre skjøtsel	21
4.3. Bruk av kunstige reir	21
4.4. Feltmetodikk	22
5. Litteratur	23

1. Innledning

1.1 Bestandsutvikling av vadefugler

Mange arter av vadere viser negativ bestandsutvikling. I Sverige var det ca en halvering i bestander av storspove *Numenius arquata*, enkeltbekkasin *Gallinago gallinago*, fiskemåke *Larus canus* og vipe *Vanellus vanellus* fra 1970-2000 (BirdLife International/ European Bird Census Council 2000, Lindström m. fl. 2010). Den samme tendensen som i Sverige ser vi også i Danmark (Heldbjerg & Eskildsen 2009). Der er hekkebestanden av vipe, enkeltbekkasin og rødstilk ca halvert siden 1975, mens storspove hadde nedgang først i perioden og en økning etter 1996 slik at det for hele perioden 1975-2008 ikke er noen signifikant endring. Det er altså en bestandsnedgang i antall vadere i våre naboland. Denne trenden ser vi også i Norge. Enkeltbekkasin og storspove har hatt minst 2 % nedgang hvert år siden 1995 (ikke signifikant), mens strandsnipe og rødstilk har hatt en signifikant nedgang på mer enn 3 % årlig (Husby & Stueflotten 2009). De norske data viser at vipe og tjeld har hatt tilnærmet uendret bestand siden 1995. Rinnleiret har imidlertid hadde en mye større nedgang i antall par med hekkende vadere enn nedgangen i våre naboland og takseringer i Norge tilsier. Også i en sammenligning mellom sju strandengområder i Trøndelag fra Gaulosen i sør til Namsos i nord er bestandsutviklingen på Rinnleiret dårligst (Grande under arb.).

1.2 Reirpredasjon som mulig forklaring på nedgang i hekkepopulasjonene av vadere

Reirpredasjon er den viktigste årsaken til at hekking blir mislykket, (Ricklefs 1969, Martin 1993a) og påvirker også livshistoriestrategier som fekunditet (antall unger), voksenfuglenes overlevelse og lengden på hekkesesongen (Martin 1995). Reirpredasjon synes å være den viktigste årsak til variasjon i reproduksjonssuksess hos tempererte (områder sør for barskogsbeltet) og boreale (nordlige) fuglearter (Hanski and Laurila 1993, Martin 1995, Hanski et al. 1996, Halupka 1998).

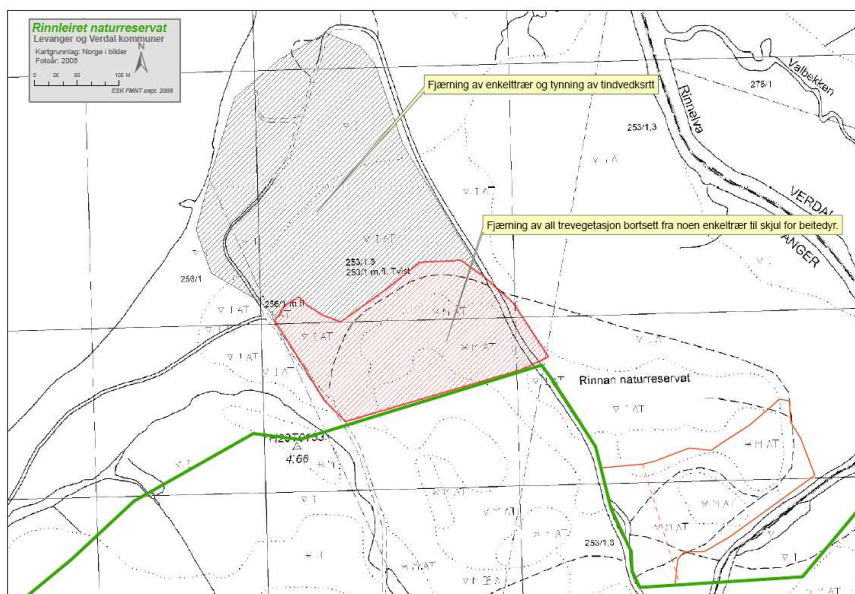
De fleste undersøkelser viser at reirtapene er større hos arter med reir på bakken (f.eks. vadere) enn hos de arter som har reirene over bakken (Choate 1967, Schrank 1972), men dette er ikke entydig. Andre studier har indikert en sammenheng mellom høyde over bakken og synlighet, og ofte øker synligheten av reir når høyden over bakken økes (Burhans & Thompson 1998). Sammenhengen mellom reirenes synlighet og predasjonsrate er generelt slik at fugler som bygger godt synlige reir har større predasjon på sine reir enn de som gjemmer reirene sine mer (Martin & Clobert 1996), men reir på bakken kan ranes av flere arter av predatorer (for eksempel rev og grevling). Generelt vil fugler tjene på godt skjulte reir fordi færre predatorer vil oppdage reiret (Cresswell 1997). Godt synlige reir predatorer oftere enn skjulte, og tett vegetasjon vil være en fordel for å skjule reirene (Hines & Mitchell 1983, Rands 1986). En del pattedyr baserer seg på lukt når de leter etter reir. Fugler bruker synet i næringssøk, og vil kunne se åpne reir lettere enn godt skjulte reir når de kommer flygende (Davison & Bollinger 2000). Det er også påvist at godt skulte kunstige reir på Rinnleiret hadde lavere predasjon enn mer synlige reir (Skjkeflo 2006). På strandenga på Rinnleiret ligger reirene av alle undersøkte arter på bakken, og spesielt hos de artene som ikke har aggressivt reirforsvar er reirene godt skjult.

Når det er mange smånagere, kan disse bli foretrukket som mat fremfor fugleegg som næring fordi reir er vanskeligere å finne, og reirpredasjonen kan dermed bli lavere (Newton 2003). Ettersom disse undersøkelsene omkring reirpredasjon har pågått i seks år, har det vært både topp- og bunnperioder for smånagerne, og ingen registreringer tyder på at smånagerne har hatt noen effekt på resultatene.

Nærhet til avfallsdeponi har vist seg å påvirke predasjonsraten på fuglereir. Flokker med reirpredatorer som er på avfallsdeponier plyndrer både naturlige og kunstige fuglereir, og for kunstige reir var predasjonsraten fordoblet i skogsområder hele 7-8 km fra avfallsdeponiet i Skjørdalen (som er ca 5 km fra Rinnleiret) sammenliknet med kontrollområder lengre unna (Husby 2006). Også på strandenga på Rinnleiret var predasjonsraten på kunstige reir meget høy (Husby 2005b). Det er sannsynlig at dette skyldes fugler som har tilhold på avfallsdeponiet i Skjørdalen. En ny undersøkelse viser at Gaulosen, Rinnleiret og Namsos som ligger i forholdsvis kort avstand fra avfallsdeponi hadde signifikant flere reirplyndrende fugler og signifikant høyere predasjonsrater på kunstige reir enn på Sandfærhus, Hotran, Vellamelen og Sjøåsen som alle ligger lengre unna avfallsdeponi (Husby & Grande 2007).

1.3 Landskapsendring som en mulig årsak

Mange undersøkelser har vist økt predasjonsrate i forbindelse med habitatfragmentering (Gates & Gysel 1978, Brittingham & Temple 1983). I fragmentert landskap er det ofte økt antall av predatorer (Andrén 1992, Kurki et al. 1997), spesielt i kantsoner (Wilcove 1985). På Rinnleiret har faktorer som landheving, at forsvaret har sluttet å bruke dette som treningsareal (bl. a. med kjøring av tanks) og slutt på beitedyr alle bidratt til tørrere jord og økt vekst av busker og trær. Dessuten er denne prosessen også et ledd i en naturlig suksesjon med pionerplanter som for eksempel tindved, som igjen endrer forholdene slik at det blir lettere for andre arter å vokse opp. Dette har redusert tilgjengelig areal for vaderne, og er selvsagt en viktig faktor som kan forklare en stor del av bestandsnedgangen på Rinnleiret. Men bestandsnedgangen er større enn arealnedgangen skulle tilsi.



Figur 1.1. Kart som viser hvor det er gjennomført uttak av skog, busker og kratt. Også skog i den røde innramminga nederst til høyre på figuren er fjernet. Kartet med avmerkinger er mottatt fra Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, Miljøvernavdelingen.

1.4 Bruk av kunstige reir

Ulike fuglearter vil ha ulikt predasjonstrykk på sine reir. Med få hekkende par vil beregning av predasjonstrykk bli meget usikkert. Kunstige reir øker materialmengdene og gjør det lettere å trekke riktig konklusjon om effekter av det skjøtselstiltak som gjennomføres. De kunstige reirene her kan trolig ha predasjonsrater som ligger i nærheten av predasjonsraten til noen av de naturlige fugleartene, og plasseringen av de kunstige reirene er gjort slik at de skal ligne ulike arter som vanligvis hekker på strandeng. Betingelsene i eksperimentene med kunstige reir er meget kontrollerte, og resultatene gir informasjon om hvordan kråkefugler, måker og rovpattedyr plyndrer reir med ulik plassering. Slike eksperimenter gir derfor en innsikt i prosessene som foregår på Rinnleiret som de fåtallige naturlige reirene ikke kan gi.

Bruk av kunstige reir er av og til kritisert fordi reirtapene i slike eksperimentelle reir ikke nødvendigvis er like store som reirtapene i naturlige reir (Storaas 1988, Willebrand & Marcström 1988, Ortega et al. 1998). Men standardisert bruk av kunstige reir kan uansett gi gode estimat for relative predasjonstrykk på reir utsatt under ulike kontrollerte betingelser (Yahner 1996, Huhta et al. 1996, Sloan et al. 1998). Det kan synes som om predaterende fugler er relativt viktigere på kunstige reir og predaterende pattedyr på naturlige reir (Willebrand & Marcström 1988). I denne undersøkelsen er det uproblematisk å bruke kunstige reir fordi undersøkelsen hovedsakelig skal finne relative predasjonsrater for reir plassert ulikt i terrenget.

1.5 Skjøtselstiltak

På Rinnleiret er det gjennomført fjerning av tindvedkratt og noen enkeltstående trær utover strandenga fra og med 2003 (Erlend Skutberg og Inge Hafstad pers. med.). Før sesongen 2007 ble mer busker og kratt fjernet fra strandenga, dvs. at i hekkesesongen 2007 var det mer åpne områder enn årene før. Også foran hekkesesongene i 2008, 2009 og 2010 ble det fjernet busker og skog, og i alle disse tre årene var det beitedyr (sauer) på deler av området for å holde vegetasjonen nede. Forvaltningsmyndigheten, som er Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, har satt i gang tiltakene. Det er her undersøkt om tiltakene har hatt noen effekt på antall hekkende fugler og deres hekkesuksess, og om predasjonsraten på kunstige og naturlige reir har endret seg. Figur 1.1 viser noen av områdene på Rinnleiret der uttak av skog og kratt har foregått de siste årene.

1.6 Målene med skjøtselstiltakene og denne undersøkelsen

Målet med skjøtselstiltakene bør være å gjenskape så godt som mulig den naturtypen som var på Rinnleiret for over 30 år siden, da det hekket mange ulike fuglearter i forholdsvis store antall. Det betyr fjerning av skog og buskas samt holde vegetasjonen nede ved hjelp av beitedyr som forvaltningen allerede har startet med.

Omlegging i avfallshåndteringa i Skjørdalen i 2009 vil gi trolig gi mindre næring og færre avfallsfugler på deponiet, og dermed på sikt færre reirplyndrere på Rinnleiret.

Skjøtselstiltakene vil forhåpentligvis gi mer hekkefugl på strandenga på Rinnleiret, men noe bestandsmål for hver art settes ikke opp. Det må imidlertid være viktig for forvaltningen å følge utviklingen i antall hekkende fugler for å se om ulike former for tiltak er vellykket eller ikke. Jo mer som gjøres riktig, jo bedre blir resultatet i form av antall hekkende fugler. Erfaringene på Rinnleiret blir derfor meget viktig for å vurdere forvaltningstiltak også ved andre fredningsområder.

Hovedmålsettingen med denne undersøkelsen er konsentrert om tre tema:

- 1) Skaffe en oversikt over utviklingen av hekkebestandene på strandenga.
- 2) Se om skjøtselstiltakene på Rinnleiret har hatt noen effekt allerede etter noen få år.
- 3) Bruke kunstige reir for å se på mønsteret i predasjon i forhold til utførte skjøtselstiltak og for å se på det predasjonstrykket generelt.

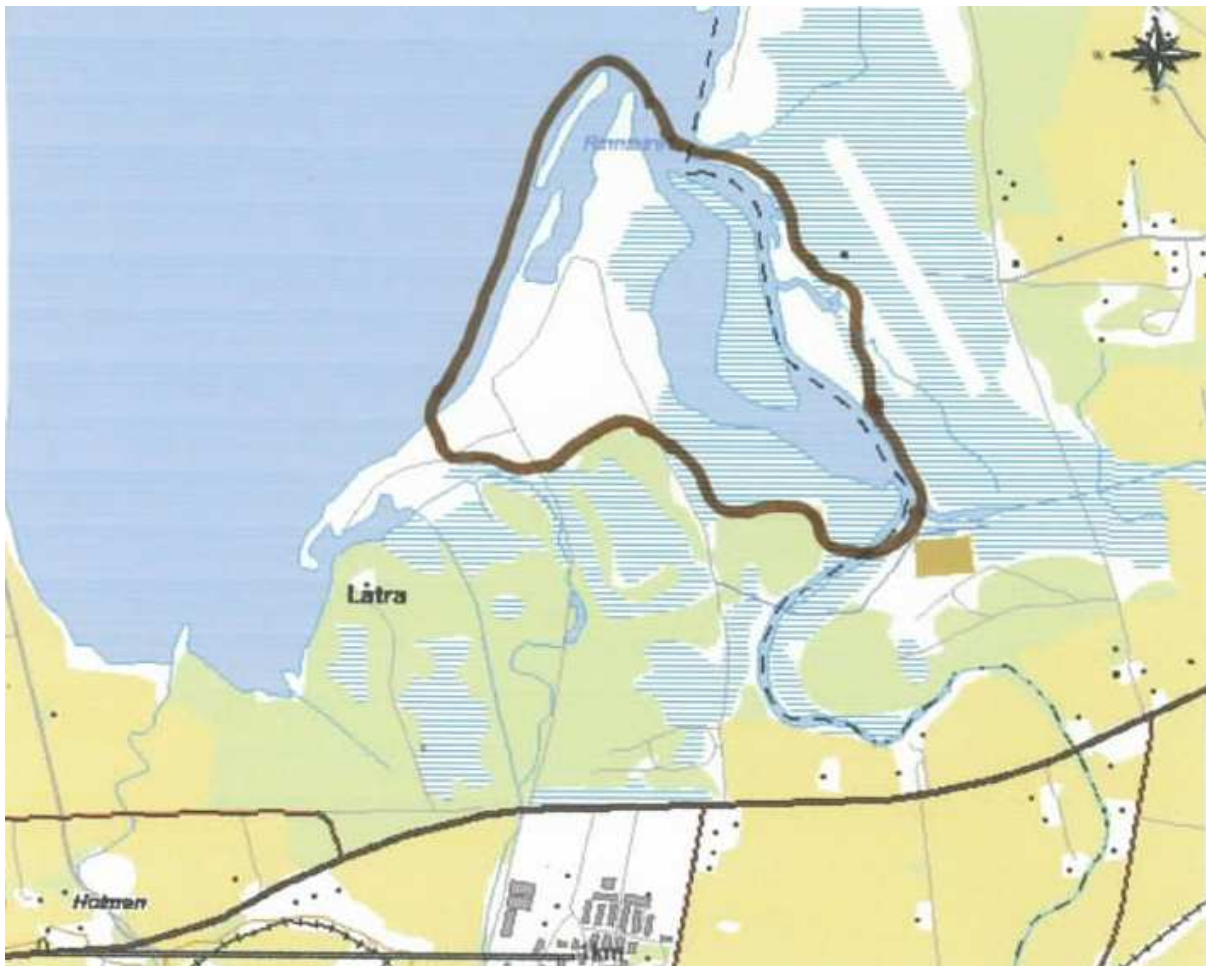
Mer detaljert innebar det følgende feltarbeid:

- Fugletakseringer i henhold til anerkjent metodikk og omfang for å kartlegge hekkende fugler på disse strandengene, og se på deres hekkesuksess.
- Sette ut kunstige vadderreir spredt i området for å se omfanget av og mønsteret i predasjonen.

2. Metode og materiale

2.1 Områdebeskrivelse

Rinnleiret ligger i Levanger og Verdal kommuner i Nord-Trøndelag, er et naturreservat med ca 1,5 km² strandengområde som er bevart relativt uberørt sammenlignet med de fleste andre slike strandengområder i Trøndelag. Figur 2.1 viser undersøkelsesområdet. Fuglefaunaen i området har vært meget artsrik og variert, og 224 arter er med sikkerhet observert (Husby 2005b). Områdets viktigste funksjon er som rasteplass under trekket, og da særlig høsttrekket, men området er karakterisert som kanskje en av de beste hekkeplassene for vadefugler i Norge (Haugskott 1991). Det rike fuglelivet har ført til at Rinnleiret naturreservat er inkludert i Trondheimsfjordens våtmarkssystem med Ramsarstatus. Det var i august 2002 området fikk denne statusen.



Figur 2.1. Undersøkelsesområdet i denne rapporten består av Rinnelva og litt på østre side, og den delen av området som ikke er skogkledd vest for Rinnelva, dvs strandengområdet med både gras, lyng og etter hvert hogstflater ca slik avmerkingen på kartet viser.

2.2 Metode og materiale

Oversikt over antall hekkende par av vadere på Rinnleiret er funnet ved ulike publiserte undersøkelser i perioden 1975 – 2009, samt dette arbeidet. Tellingene i 1975 og 1976 er foretatt av Jon Suul (Thingstad m. fl. 1976), 1981, 1987, 1989 og 1990 av Trond Haugskott (Haugskott 1988, Husby 1997), 1994 – 1996 av Terje Kolaas (Husby 1997), og 2005 - 2009 av Ann-Kristin Skjeflo Grande og Magne Husby (Husby & Grande 2009), og i 2010 av Magne Husby og Stein Narve Kjølvik (dette arbeidet).

Feltarbeidet i 2010 startet rundt midten av mai og foregikk frem til begynnelsen av juli. Dette er den perioden vaderne er mest aktive, men de kunstige reirene ble satt ut i juni for at vaderne skulle være godt i gang med sin hekking. I perioden undersøkelsene pågikk var oppgaven todelt:

- Telling av fugler og reir
- Utsetting av kunstig reir for å se predasjonen

Telling av fugler og reir

På de ukene feltarbeidet foregikk hadde vi til sammen mellom åtte og 11 takseringer (telling) begrenset til strandenga og altså ikke hele fredningsarealet (Figur 2.1). Tidspunktet i døgnet takseringene foregikk varierte fra gang til gang, men de fleste var om morgenen. Vi hadde med kart over området der navn på sette og hørte fugler ble notert og stedsangitt. Området ble gått på kryss og tvers på søk etter reir. Vi varierte løypa og hvor vi kom fra hver gang for å unngå å komme fra samme side/område hver gang (brukte metoden omtalt i Bibby m.fl. 1992).

Hekking ble påvist ved observasjon av ungemating, funn av reir eller funn av eggskall som viste at det hadde vært klekking eller predaterte reir. Andre par ble vurdert til å hekke hvis de viste aggressiv eller engstelig/avledende atferd (Bibby m.fl. 1992). Der det ble funnet reir kunne hekkesuksessen til reiret følges opp. Ettersom de fleste hekkinger ble påvist ut fra fuglenes atferd, ble hekkesuksessen i disse tilfellene definert ut fra følgende kriterier:

- Vellykket hekking hvis fuglen hadde tilhold i samme område og viste hekkeatferd ved tre ulike besøk av oss. Dette indikerer vellykket hekking, men skjebnen til de klekte ungene er likevel uviss. De kan vandre langt av gårde og deres overlevelse er meget ressurskrevende å følge.
- Mislykket hekking hvis fuglen forlot området etter kortere tid enn tre besøk (ca 14 dager), eller mistet all atferd som tydet på hekking.

Utsetting av kunstig reir

Vi laget kunstige reir ved å utforme en grop i bakken, og hvert reir inneholdt ett vaktelegg *Coturnix coturnix* (fremmed naturlige egg) og ett plastilinegg (modelleiregg). Det ble festet ståltråd til plastilinegget og omkringliggende vegetasjon så predator ikke kunne fjerne egget. Ståltråden ble skjult i sand og vegetasjon. Hensikten med plastilinegget er å få eventuelle bitemerker/ hakkemerker, og ut fra det bestemme reirpredator. Vaktelegget er belønning til reirplyndrer. Til merking og gjenkjenning av reirene ble det brukt GPS (koordinatbestemt plassering), kart over området, samt en detaljert beskrivelse av reirets beliggenhet. Reirene ble laget slik at de mest mulig skulle ligne de reirene vadere som hekker på strandengene lager.

I feltsesongen 2005 på Rinnleiret ble reirenes synlighet delt i fire kategorier; svært godt skjulte reir (knappt synlig på 0,5m), godt skjulte reir (synlig på 1m), noe synlig (synlig på 3m) og lett synlig (synlig på mer enn 5m). Det viste seg at reir som berget da var svært godt skjult

eller godt skjult, mens alle andre reir hadde 100 % predasjon (Skjeflo 2006). Etersom alle reir som var synlig på 3m eller mer ble predatert, valgte vi i 2006-2010 å ha reirene svært godt skjult eller godt skjult, og også alle data fra 2005 omfatter kun denne type reir i denne rapporten. Dermed er resultatene fra alle år sammenlignbare. Ca ett av tre reir ble svært godt gjemt, mens to av tre ble godt skjult. Reirene ble sjekket etter 10 og 25 dager, men hovedsakelig resultatene etter 25 dager er brukt her.

Bestemmelse av reirpredator

Predatorene ble bestemt til enten fugl, pattedyr eller ukjent ut fra merker i plastilineggene:

Fugl: Når fuglen biter over egget får vi et buemerke som er karakteristisk og lett å kjenne igjen. Ellers kan de lage hakk ned i egget med spissen av nebbet.

Pattedyr: Tannmerkene i egget viste tydelig merke etter pattedyr. Det ble en glatt overflate etter tennene, eller egget var tygget sund i småbiter (men også da med tydelige avtrykk etter tenner).

Ukjent: Det ble ukjent predator dersom plastilinegget var urørt, helt fjernet eller merkene i egget ikke kunne tydes.

Det ble funnet noen reir som hadde hatt besøk av snegler. Snegle predatorer ikke reiret, men det viste seg at det kunne være vanskelig å avgjøre predator hvis sneglen hadde vært på egget etter en reirpredator, ettersom snegler skaver av lag og lager en ru overflate på plastilinegget. Egget ble da bestemt til ukjent predator. Mus kan være en naturlig predator, men det er ikke funnet merker etter det noen av årene 2005-2010 på Rinnleiret.

I 2008 - 2010 var det husdyr (sau) på beite. Dyrene kan trække sund reir som ligger på bakken. Vi plasserte derfor reirene ved stubber, kvister eller stein for å redusere sjansen for at de ble tråkket sund. Ingen reir er blitt tråkket sund av husdyr.

Det ble satt ut 81 kunstige reir i 2010. Ett ble ødelagt av risknuser, så det tellende materialet er 80 reir.

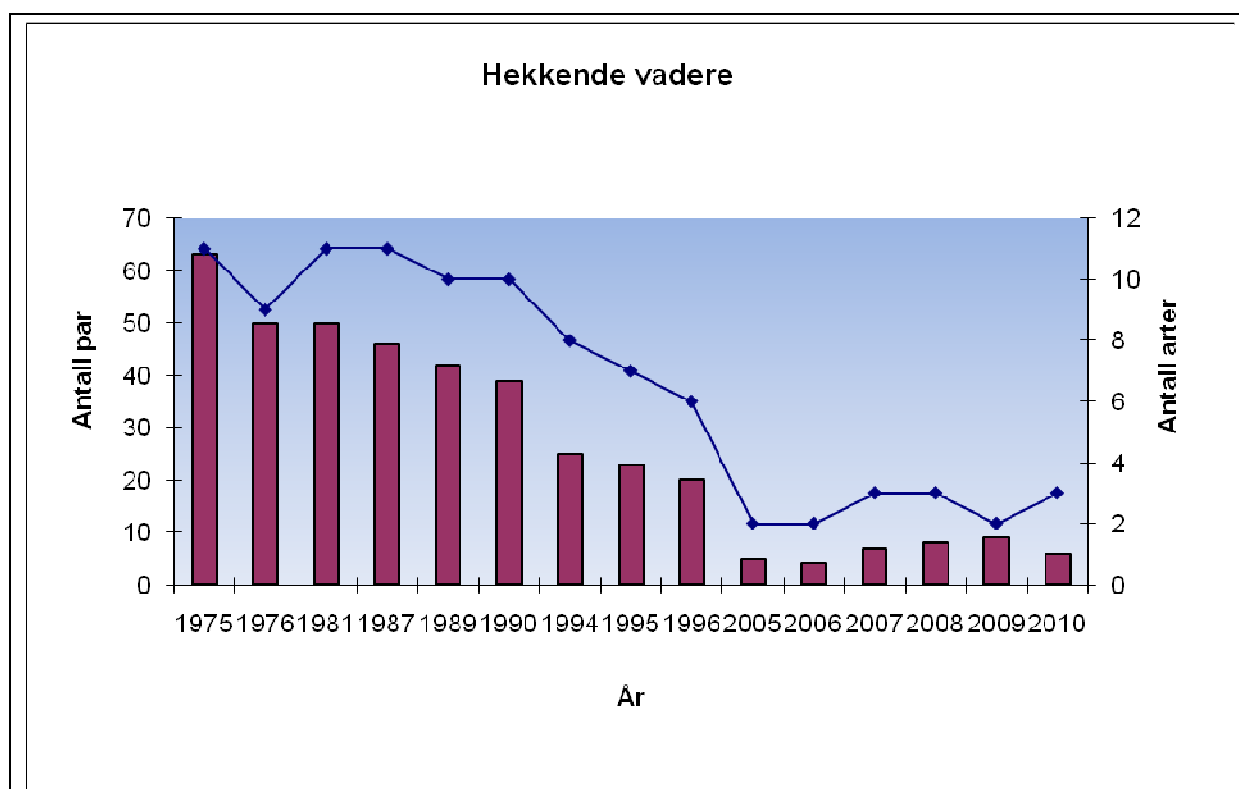
2.3. Statistikk

Data fra både naturlige og kunstige reir er analysert med statistikkprogrammet SPSS (versjon 17.0), og det er brukt ikke-parametriske metoder i analysene. Disse stiller ikke spesielle krav til fordelinger i materialet og er mer robuste på den type data som foreligger her. Det er ikke brukt resultater fra de minst omfattende undersøkelsene hvis det er flere uavhengige undersøkelser samme år.

3. Resultater

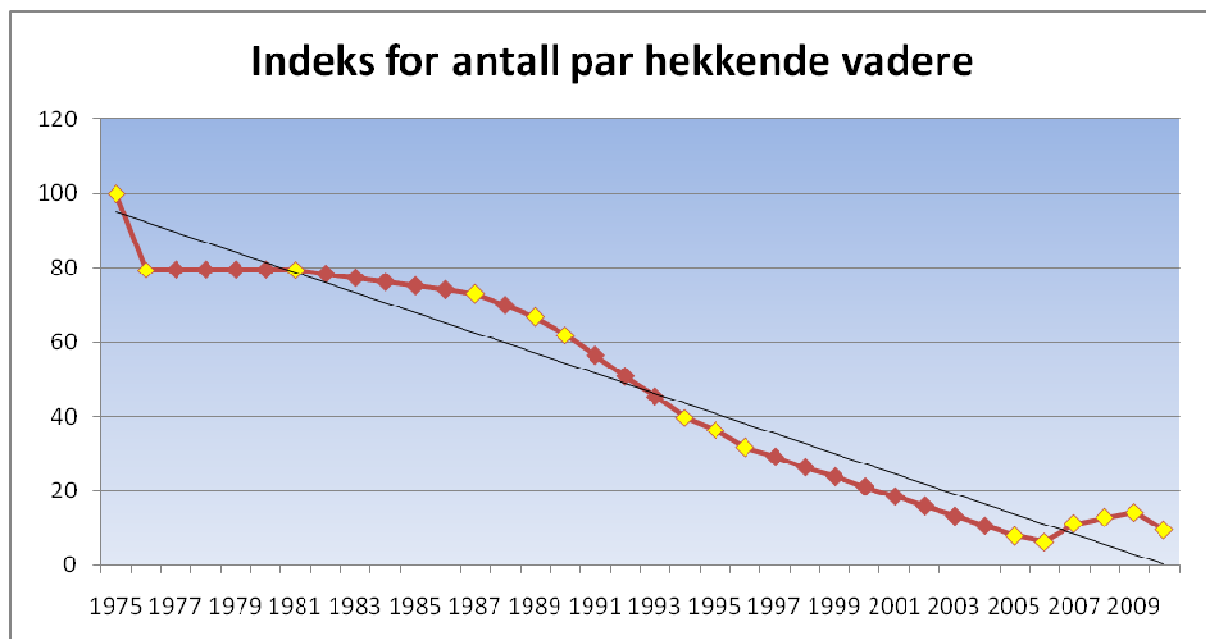
3.1. Bestandsutvikling av vadefugl

Antall hekkende vadefugler på Rinnleiret har gått dramatisk nedover fra 1975 og i 30 år framover, men har vært forholdsvis stabilt de siste seks årene. Figur 3.1 viser at over 60 par vadefugl hekket her i 1975, og nådde sitt laveste antall på bare fire par i 2006. Det betyr over 90 % nedgang i antall par med vadere. For detaljert informasjon om alle arter henvises til Husby & Grande 2009. Figur 3.1 viser også at det har vært en tilsvarende nedgang i antall ulike arter som har hekket på Rinnleiret.



Figur 3.1. Oversikt over antall par med hekkende vadefugler på Rinnleiret siden 1975 (stolper), og antall arter (heltrukket linje). Hvis kilden oppgir et intervall over antall par, er gjennomsnittsverdien brukt, eventuelt avrundet oppover til nærmeste heltall. Ved ca eller min. tall er det oppgitte antall brukt.

Ettersom området ikke er undersøkt hvert år siden 1975, er det i Figur 3.2 laget en oversikt over årlig endring i hele perioden 1975-2010 ved å bruke like stor endring i indeks hvert år i de intervallene det ikke er utført undersøkelser. Figuren viser at nedgangen var størst etter midten av 1980-tallet til midten av 1990-tallet, mer nøyaktig fra 1987-1994. I de andre årene synes nedgangen å ha vært forholdsvis jevn unntatt de siste årene med en positiv utvikling. Bratt fall i kurven fra 1975 til 1976 kan skyldes usikkerheten i metodikken, da store intervall i antall mulige par er oppgitt (Thingstad m. fl. 1976).



Figur 3.2. Indeks for antall par hekkende vadere på Rinnleiret hvert år siden 1975. På kurven er de 15 årene det er gjennomført undersøkelser markert med gult, og indeks for årene mellom er kalkulert ut fra lik endring mellom årene. En lineær (helt jevn) nedgang er lagt til figuren.

Tre vaderarter hekket i 2010, og det var tjeld med tre par, storspove med to par og sandlo med ett par. Av disse var det kun et par med storspove som fikk vellykket hekking.

Sandlo har hekket to av de seks siste årene, og i 2010 i forlengelsen av veien fra parkeringsplassen ikke langt fra sjøen (Figur 3.3). Tjeld har hekket i alle undersøkelsesårene siden 1975 (Husby & Grande 2009). Etter at skjøtselstiltakene nådde brukbart omfang i 2007, har det vært en økning fra tre par i hvert av årene 2005-2007 til sju par i 2009, men i 2010 var antallet tilbake til tre par.

Tabell 3.1 viser at det var meget høy predasjonsrate på reir av tjeld 2006-2010. Hekkeområdet er ved nederste del av Rinnelva, på sandbankene på begge sider av elva (Figur 3.3). Hvert par kan lage en mengde med reirgroper, så påviste hekkinger her er reir med egg.

Tabell 3.1. Oversikt over antall hekkforsøk og hekkesuksess (de fleste bestemt ut fra atferd) hos tjeld på Rinnleiret de fem siste årene. Påviste hekkinger er funn av reir med egg.

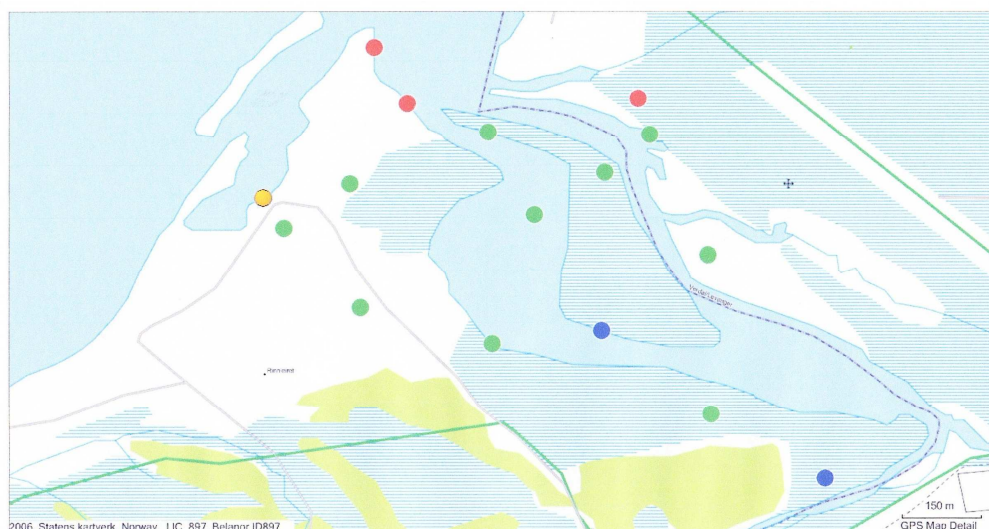
	2006	2007	2008	2009	2010
Hekkeforsøk	3	3	5	7	3
Antall reir predatert	3	2	5	5	3
Antall hekkinger påvist	0	1	2	5	2

Etter at storspover var borte som hekkfugl på Rinnleiret i 2005 og 2006 (Husby & Grande 2009), var den gledelig nok tilbake igjen etter at skjøtselstiltakene hadde startet i 2007, og det har hekket to par (med inntil tre hekkforsøk) de siste fire årene. Storspove hekket lengre fra sjøen enn de andre to vaderartene i 2010 (Figur 3.3).

Tabell 3.2. Oversikt over antall hekkforsøk (som er høyere enn antall par pga legging av nytt kull etter predasjon) og hekkesuksess hos storspove på Rinnleiret de fem siste årene. Påviste hekkinger er funn av reir med egg eller observasjon av unger.

	2006	2007	2008	2009	2010
Hekkeforsøk	0	3	3	2	2
Antall reir predatert		2	2	0	1
Antall hekkinger påvist		0	1	1	0

Arter som har forsvunnet som hekkfugler de siste årene er temmincksnipe, myrsnipe, brushane, småspove, gluttsnipe og strandsnipe (Husby & Grande 2009). Småspoven var fast hekkfugl på Rinnleiret til etter midten av 1990-tallet og er ikke påvist hekkende etter den tid (Husby & Grande 2009). I 2010 ble tre individ observert her i hekketida da de fløy over området 9.6. Det var imidlertid ingen indikasjon på hekking. Ellers ble Temmincksnipe observert i hekketida (7 ind. 26.5), og flere individ av myrsnipe, rødstilk og gluttsnipe ble observert i hekkesesongen uten at noen viste hekkeatferd.



Figur 3.3. Plassering av naturlige reir/territorier på Rinnleiret i 2010. Rød er tjeld, grønn er sanglerke, gul er sandlo og blå er storspove.

3.2. Hekkende spurvefugler på strandenga

Sanglerka er karakterarten blant spurvefuglene på Rinnleiret. Det er ikke så lett å få full oversikt over antall hekkende sanglerker, ettersom arten markerer sitt territorium ved å synge mens den flyr høyt oppe i luften. Denne sangflukten kan foregå over ganske stort areal, og hannene kan fly litt om hverandre. Dessuten kan de legge to kull og flytte territorium hvis første kull mislykkes. Ved kartmetoden oppnås det likevel bra oversikt over territorienes antall og plassering de siste årene, men det gjøres ikke noe forsøk på å angi om hekkingene er vellykket eller mislykket i 2010.

Omtrentlig plasseringen av sanglerketerritoriene går fram av Figur 3.3. Etter at skog ble fjernet og de åpne flatene ble større, og at deler av området ble gjerdet inn for beitedyr, spredte sanglerkene seg noe fra sitt kjerneområde lengst unna skogkanten til å bli spredt

utover hele arealet (Husby & Grande 2009). Det samme mønsteret hadde vi også i 2010. Tabell 3.3 viser antall hekkforsøk og antall påviste hekkinger siden 2006.

Tabell 3.3. Oversikt over antall hekkforsøk (vurdert ut fra atferd) hos sanglerke på Rinnleiret de fem siste årene. Påviste hekkinger er funn av reir med egg/unger eller ungemating.

	2006	2007	2008	2009	2010
Hekkeforsøk	8	7	7	11	10
Antall hekkinger påvist	0	0	0	2	2

Av andre spurvefugler kan det nevnes at det var 10 syngende hanner av buskskvett og fire av sivspurv på strandenga den 26.5. I tillegg hekker gulspurv her med flere par.

3.3 Effekter av aktiv skjøtsel på Rinnleiret

Den aktive skjøtselen på Rinnleiret har i grove trekk medført to endringer for fuglene:

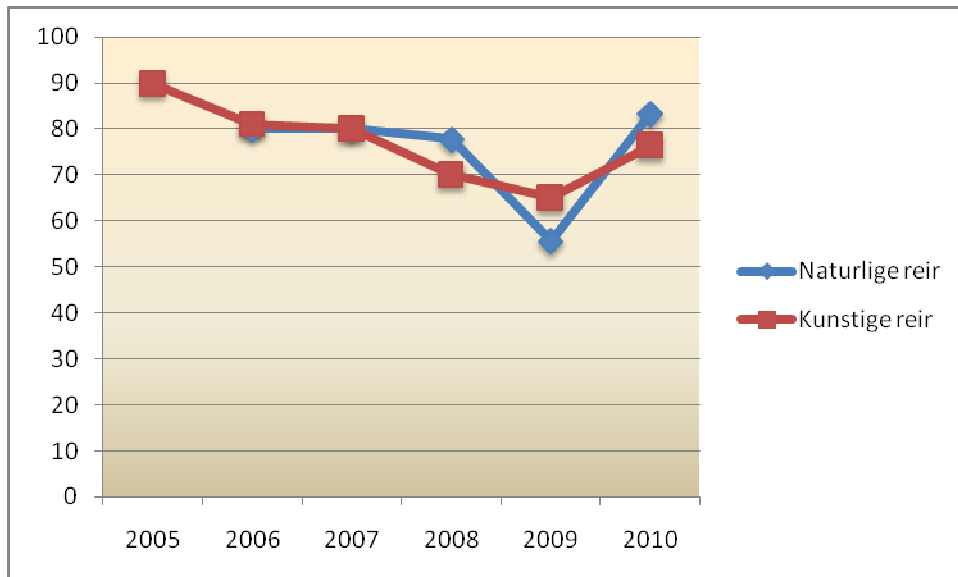
- 1) Trær, busker og kratt som gradvis har vokst opp inne på strandenga er fjernet (Figur 1.1). Dette gir færre sitteplasser/speideplasser for reirpredaterende fugler (for eksempel kråker), og større sammenhengende areal for de strandenghekkende fuglene som ønsker store flater. Det blir også større avstand til skogkant, noe som kan redusere predasjonsstrykket fra rev og mår ute på strandenga.
- 2) Det er satt opp gjerde for beitende sau (for plassering se Husby & Grande 2009). Noen av gjerdestolpene har fungert som utkikkspunkter for kråker. Det er også satt opp tynne plaststolper som kråkene ikke kan sitte på toppen av, men det er ikke skilt mellom disse to stolpetypene i analysene. Det er mulig at disse kraftigste stolpene kan bidra til økt reirpredasjon.

Det analyseres om disse forholdene har hatt betydning for reirpredasjonen på strandenga. Tabell 3.4 viser antall hekkforsøk av vadere og fiskemåke på Rinnleiret, i tidrommet 2005 – 2010. Ettersom et par kan ha flere hekkforsøk, er det enkelte år avvik mellom antall par og antall hekkforsøk. Tabellen viser også antall kunstige reir som er satt ut på strandenga. Predasjonsratene for hvert år er vist i Figur 3.4. For naturlige reir var det ingen signifikante forskjeller i predasjonsrater mellom enkeltår eller for tidsserien 2006-2010. Etter 2006 (da alle reir ble godt skjult) var det heller ikke for kunstige reir noen signifikant forskjell i predasjonsraten mellom enkeltår eller for alle fem årene.

Predasjonsraten svinger ganske mye fra år til år for naturlige reir, noe som sikkert har sammenheng med at antallet er lite og det skal lite til i antall predaterte reir før det gir store utslag i prosentvis predasjon. Likevel er det god overensstemmelse i utviklingen av predasjonsrate fra år til år for naturlige reir av vadere og måker (ikke ender og sanglerke) sammenlignet med kunstige reir. For både naturlig reir og kunstige reir var 2009 det året med lavest predasjonsrate, og begge hadde en svak og ikke signifikant økning i 2010.

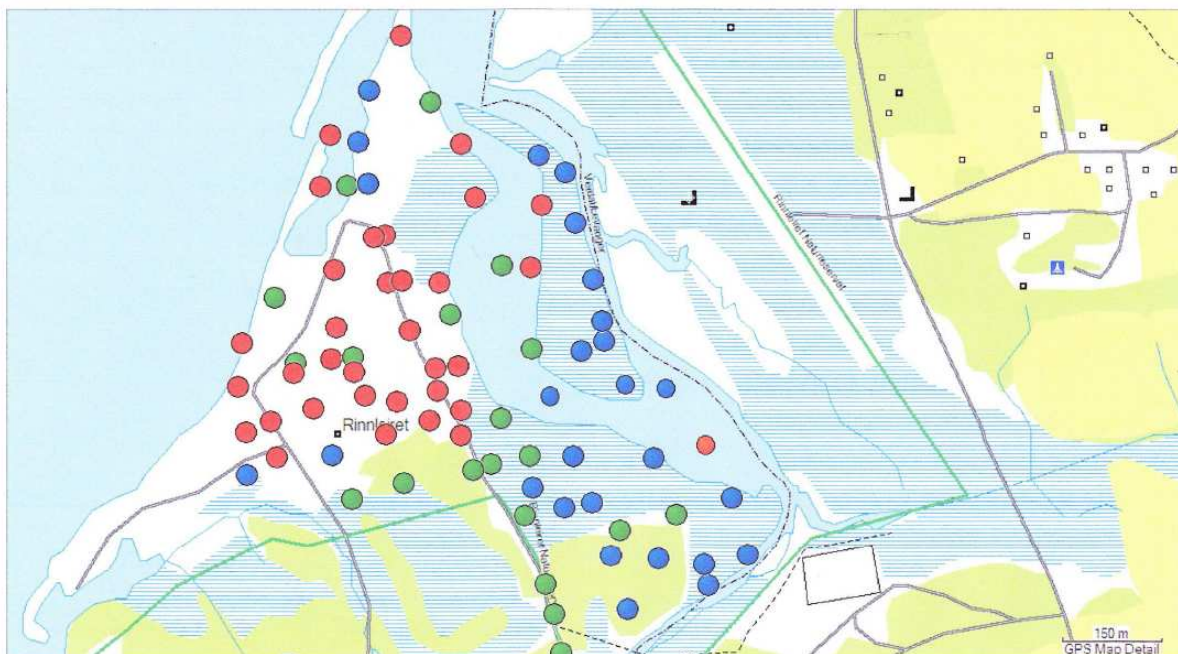
Tabell 3.4. Oversikt over antall hekkforsøk av vadere og fiskemåke (naturlige reir), eller utsatte kunstige reir i årene 2005-2010.

	2005	2006	2007	2008	2009	2010
Naturlige reir		5	10	9	9	6
Kunstige reir	186	79	80	80	80	80

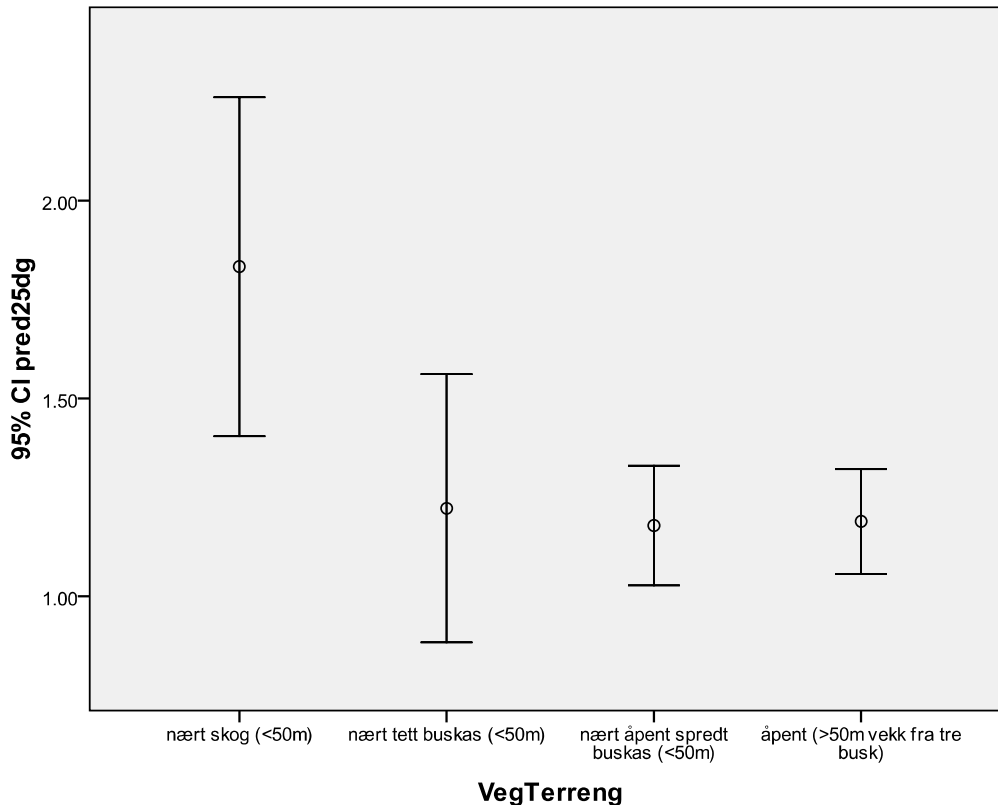


Figur 3.4. Predasjonsrater (%) for naturlige reir av vadefugl og måker, og kunstige reir på Rinnleiret 2005-2010. Antall reir hvert år går fram av Tabell 3.4.

Figur 3.5 viser plassering og skjebne for de 80 kunstige reirene satt ut på Rinnleiret i 2010. Predasjonsraten etter 25 dager var lavere for reir plassert nært skogkant enn reir ute på strandenga (Figur 3.6). Ellers er det ikke lett å se noe mønster, og en logistisk regresjonsanalyse ga da også avstand fra skog som eneste variabel som signifikant korrelerte med predasjonsraten (Tabell 3.5). Ellers viser Figur 3.5 at områdene vest for stien mellom parkeringsplassen og sjøen i større grad var plyndret etter 10 dager enn områdene øst for stien. Denne forskjellen var signifikant ($X^2 = 19,45$, $p < 0,001$) men hadde altså forsvunnet innen 25 dager.



Figur 3.5. Oversikt over ca plasseringen av de kunstige reirene på Rinnleiret i 2010. Grønn farge markerer reir som ikke ble plyndret i løpet av 25 dager, røde ble plyndret innen 10 dager, og blåe mellom 10 og 25 dager.



Figur 3.6. Sammenhengen mellom vegetasjon nært de utsatte kunstige reirene (som angitt på x-aksen) og reirenes sjansse til å overleve. Predasjonsraten ligger mellom 1 (predatert) og 2 (ikke predatert). Reir nærmest skog hadde lavere predasjonsrate (høyere overlevelsessjansse) enn reir ute på strandenga.

I tillegg til vegetasjonen (Vegetasjon terreng) presentert i Figur 3.6, ble det også notert om reirene var plassert i områder med gras eller lyng (Gras/lyng), avstander fra sti, elv, sjø (Landskap), om folk var observert i nærheten av reirene (Ferdsele folk), om det var beitedyrområde (Beitedyr), om det har vært skog der som ble fjernet ved aktiv skjøtsel (Skog før), eller om det var gjerdestolper i nærheten fra reiret (Gjerdestolpe ved reir), eller om feltet var øst eller vest for stien som går fra parkeringsplassen og ned til sjøen. Nærhet betyr for alle variable en avstand $\leq 50\text{m}$. Noen av disse variable er analysert for en del av årene og ikke hele perioden. Det kan også være samvariasjon mellom noen av variablene. For å få oversikt over effekten av de ulike variable på om et kunstig reir ble plyndret eller ikke, ble alle disse variable analysert i en logistisk regresjonsanalyse (Backward Wald – analyse). Resultatene for hvert år er presentert i Tabell 3.5. Det ble observert svært få predatorer i området i 2010, og det var derfor ikke mulig å analysere på om observasjonen av disse hadde betydning for predasjonsraten på nærliggende reir.

Tidligere år viste også logistiske regresjonsanalyser presentert i Tabell 3.5 at det var signifikant samsvar mellom sannsynligheten for at et kunstig reir ble plyndret i løpet av 25 dager og avstanden fra skog og busker. Det var større reirplyndring nært skog og busker enn i mer åpent landskap. Dette var også tilfellet i 2005 hvis en sammenlignet de to mest åpne vegetasjonstypene med de nærmest skog og tett buskas (Skjeflo 2006). Dette mønsteret brøt sammen i 2008 og 2009 etter at større areal med busker og trær ble fjernet på strandenga (Husby & Grande 2009), og i 2010 var det altså motsatt.

Tabell 3.5. Oversikt over ulike variable og deres korrelasjon med sannsynligheten for om et kunstig reir var plyndret i løpet av 25 dager. Analysen er logistisk regresjonsanalyse, og det er angitt om den variable hadde signifikant (s) sammenheng med preasjonsraten eller ikke (ns). Det er bare en strek hvis informasjonen om den variable ikke var tatt med enkelte år. Mer forklaring om hver variabel er angitt i teksten over.

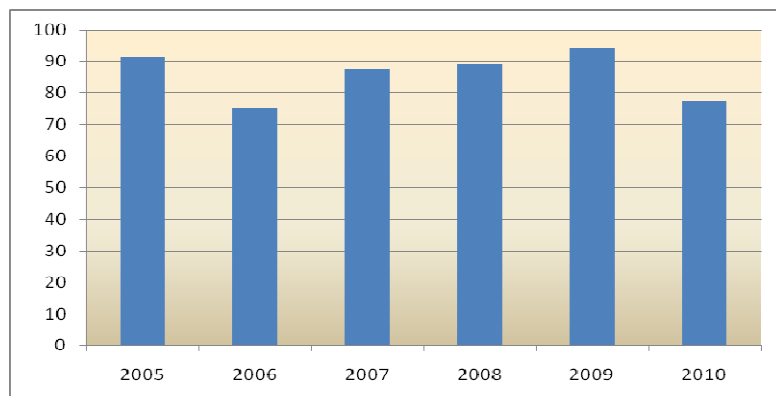
	2005	2006	2007	2008	2009	2010
Antall reir	143	79	80	80	80	80
Vegetasjon terreng (skog, busker)	ns	s	s	ns	ns	s
Gras/lyng	ns	-	-	-	-	ns
Landskap (sti, sjø, elv)	ns	ns	ns	s	ns	ns
Ferdsele folk	ns	s	s	ns	ns	ns
Beitedyr	-	-	-	ns	ns	ns
Skog før	-	-	-	-	ns	ns
Gjerdestolpe ved reir	-	-	-	-	ns	ns
Felt (øst eller vest for sti til sjø)						ns

3.4 Hvem plyndrer reirene

Tabell 3.6 gir en oversikt om hvem som plyndret de kunstige reirene. Hvert år har det vært fugl som har tatt de aller fleste (Figur 3.7), og det er ingen trend i denne utviklingen over alle seks årene.

Tabell 3.6. Oversikt over predatorer på de kunstige reirene 2005-2010.

	År	Predator			Total
		fugl	pattedyr	ukjent	
	2005	97	9	61	167
	2006	33	11	20	64
	2007	42	6	16	64
	2008	33	4	19	56
	2009	32	2	18	52
	2010	24	7	30	61
Total		261	39	164	464



Figur 3.7. Andel (prosent) av de kunstige reirene med kjent predator som ble plyndret av fugl (alternativet er pattedyr) på Rinnleiret i årene 2005 – 2010.

4. Diskusjon

4.1. Bestandsendring av hekkende fugler og aktiv skjøtsel

Det har vært en sterk bestandsnedgang blant hekkende vadere på Rinnleiret siden 1975 (Figur 3.1 og 3.2). Det var imidlertid laveste antall hekkende par i 2006 og en liten økning etter den tid. Storspove er kommet tilbake som hekkefugl, vipe og sandlo hekker år om annet, mens tjeld har hekket alle år men nå i forholdsvis lite antall. Det har sett ut som vi har hatt en svak positiv utvikling fra bunnåret 2006 fram mot 2009, altså i den perioden med mer omfattende fjerning av vegetasjon. Imidlertid ble 2010 et dårligere år for vadefuglene enn de tre foregående år. Det er naturlig at vi får slike svingninger, og videre undersøkelser er nødvendig for å se om vadefuglene får bedre vilkår på strandenga etter skjøtselstiltakene.

Vadere har hatt en generell bestandsnedgang i Europa de siste ti-årene, inklusiv våre naboland og Norge (BirdLife International/ European Bird Census Council 2000, Heldbjerg & Eskildsen 2009, Husby & Stueflotten 2009, Lindström m. fl. 2010). Denne generelle bestandsnedgangen kan ikke alene forklare hva som har skjedd på Rinnleiret fordi nedgangen på Rinnleiret har vært mye større. Imidlertid har også store deler av den opprinnelige strandenga, og også deler av den strandenga vi hadde på midten av 1970-tallet, grodd igjen. Heller ikke dette kan alene forklare endringene på Rinnleiret. En halvering av tilgjengelig areal skal i teorien kunne gi en halvering i antall hekkende fugl. Kan det kanskje være slik at en halvering av tilgjengelig areal og en halvering av den generelle bestandsstørrelsen til sammen gir svært få fugler igjen slik vi har på Rinnleiret? Det er lite trolig, og matematisk skulle det tilsi 75 % nedgang. Nedgangen på Rinnleiret har vært enda større. Det er derfor sannsynlig at også andre faktorer kan ha betydning for fuglene på Rinnleirets strandeng. Svært høy reirpredasjon er trolig viktig. Det er påvist høy predasjon av både naturlig og kunstige reir på Rinnleiret. Slik var det i 2010 (Figur 3.4), men slik har det vært siden undersøkelsene av reirpredasjon startet i 2005 (Husby & Grande 2009). Fugl plyndret flest reir i 2010 som tidligere år (Figur 3.7). Undersøkelser har vist at fugl kan vurdere både sannsynligheten for at de selv kan bli predatert, og sannsynligheten for at reiret kan bli plyndret, og velge hekkeplass som er optimal ut fra begge hensyn (Mönkönen m. fl. 2007). Mange predatorer på Rinnleiret kan altså føre til at noen potensielle hekkefugler velger å hekke andre steder. Stor reirpredasjon vil også gi mindre rekruttering og føre til at Rinnleiret blir et slukområde med stadig færre fugler. I Trøndelag er det negativ sammenheng mellom predasjonsrater både på naturlige og kunstige reir og bestandsutviklingen i sju strandengområder fra Gaulosen til Namsos (Grande under arbeid). Det viser at reirpredasjon er en viktig faktor for bestandsutviklingen, og Rinnleiret er det området med høyest reirpredasjon i den omtalte undersøkelsen (Grande under arbeid). Det er derfor høyst sannsynlig at reirpredasjon er en viktig årsak til den sterke bestandsnedgangen vi har hatt på Rinnleiret, i tillegg til gjengroing og generell bestandsnedgang for vadefugl.

Hvorfor er predasjonsraten på reir her større enn for de andre undersøkte strandengene mellom Gaulosen og Namsos (Grande under arbeid)? Rinnleiret har en avfallsplass ikke langt unna, og det er funnet signifikant større reirpredasjon på strandenger i nærheten av avfallsdeponi enn strandenger som er langt unna deponi (Husby & Grande 2007). På Rinnleiret viser det seg at det store antall med måker og kråkefugler som inntil nå har hatt tilhold ved Skjørdalen avfallsdeponi (Reitan 1999, Husby 2005b) har stor innvirkning på hekkende fugler i nærmiljøet (Husby 2005a, b). Fuglene som har tilhold på avfallsdeponiene viser seg delvis å ha fluktretning direkte til strandengområdene ved flere deponi i Trøndelag

(Husby & Grande 2007). Reirpredasjon er en viktig årsak til at hekking blir mislykket (Ricklefs 1969, Martin 1993a, b). Predasjon, spesielt av fugl som kommer i store antall fra avfallsdeponiene, kan være den viktigste grunnen til den høye reirpredasjonen på disse stedene. Det er nå ganske sterk indikasjon på at avfallsdeponiene har negative effekt på fuglenes hekkesuksess og bestandsutvikling på de nærmeste strandengene. Hypotesen støttes av at det var sterkest bestandsnedgang på Rinnleiret i perioden 1987-1994 (Figur 3.2), bare få år etter at et avfallsdeponi ble etablert på Mule i 1984 bare 1,5 km fra Rinnleiret (Husby 2005b). Det ble da observert store mengder med måker og kråkefugl som fløy mellom avfallsdeponiet og Rinnleiret (egne observasjoner). Selv om deponiet ble flyttet til Skjördalen i 1996, er fortsatt avstanden til Rinnleiret så liten at trafikken av fugler mellom til en viss grad har fortsatt (Husby & Grande 2007).

Fra sommeren 2009 ble imidlertid restavfallet fjernet fra åpne deponi i Skjördalen, og denne type avfall inneholder forholdsvis mye organisk materiale. Dette vil etter hvert trolig gi færre avfallsfugler og trolig også lavere omfang på reirplyndringa på Rinnleiret. Dette ga ingen utslag i 2010, men kanskje i 2011 og senere.

Antall hekkende sanglerker synes å ha passert bunnverdien og er i økning (Tabell 3.3). Det er interessant at det området som tidligere hadde minst predasjon både på naturlige og kunstige reir var åpne områder lengst vekk fra busker og trær (Skjeflo 2006, Husby & Grande 2009). Det var også her det hekket flest sanglerker og disse syntes i stor grad å berge sine reir fra plyndring. Etter at skjøtselstiltakene ble mer omfattende, og større arealer på Rinnleiret ble fritt for busker og trær, ble det endret hvilke reir som ble plyndret. De kunstige reirene som ikke ble plyndret i 2009 (Husby & Grande 2009) og 2010 (Figur 3.5) var spredt utover hele arealet. Spesielt interessant er det at også sanglerkene spredte sine reir mer utover på strandenga i 2009 og 2010 (Figur 3.3) enn de gjorde i 2005 (Skjeflo 2006). I denne perioden økte altså arealet med strandeng, samt at det ble satt opp gjerdestolper utover strandenga. Disse stolpene ble brukt som sitteplasser for kråker i 2009, og det ble da spekulert i om stolpene kunne bidra til høyere reirpredasjon i nærheten (Husby & Grande 2009). Det ble imidlertid ikke påvist høyere predasjon på kunstige reir i nærheten av disse stolpene i 2010 (Tabell 3.5), noe som tyder på at disse stolpene ikke har bidratt til økt predasjonsrate ved at de har fungert som utkikksposter for kråker. I 2006 og 2007 var reirpredasjon nært skogkanten signifikant høyere enn ute på åpen strandeng, et mønster som forsvant i 2008 og 2009, og som ble motsatt i 2010 med lavere reirpredasjon inn mot skogkant (Figur 3.6 og Tabell 3.5). Dette er overraskende ettersom det ofte er økt predasjon i kantsoner (Andrén 1995). Det kan skyldes at skogkanten har endret fasing fra en gradvis overgang fra skog til strandeng med busker og tettere vegetasjon i selve kanten før hogst, til en skarpere overgang fra skog til åpen eng/hogstflate etter hogst. I denne skarpe kantsonen er det mindre undervegetasjon og det er ikke like lett for predatorer å følge en slik kantsonen usett som det vil være i en gradvis kantsonen. Denne mulige forklaring skulle være mest aktuell for pattedyr, og ikke fugl som er vanligste predator på Rinnleiret.

Selv om diskusjonen her hovedsakelig vurderer generell bestandsnedgang hos vadefugl, gjengroing og høy reirpredasjon som de viktigste årsaker til problemene på Rinnleiret, er det også en del andre forhold som kan være viktige og som er diskutert i tidligere rapporter (Husby 2005b, Husby & Grande 2009).

4.2. Forslag til videre skjøtsel

For å få tilbake mer av de gamle kvalitetene, bør enda mer skog fjernes på Rinnleiret. Flyfoto fra ca 1930 (Husby 2005b) viser at det nesten ikke var vegetasjon mellom E6 og sjøen. Først på 1960-tallet spilte brushanen helt inntil E6 (egne observasjoner), et område som nå er totalt gjengrodd med skog. Enda større flater gir større areal for vadefugl og andre arter som hekker slike steder, og gjør at området blir mindre tiltrekkende for en del reirplyndrende arter.

Med 3-4 mm landheving hvert år, betyr det at strandenga nå er minst 10 cm høyere i dag enn rundt 1975. Strandenga er derfor tørrere enn tidligere. Fjerning av masser for å gi fuktigere partier kunne i et forsøksområde gi svar på hvor stor betydning denne uttørringa har for den negative bestandsutviklingen vi har registrert. Med utgangspunkt i Låterbekken kan det lages kanaler inn på vestre del av strandenga. Her er predasjonsraten på kunstige reir høy (Figur 3.5), og det er ingen naturlige reir av vadere påvist her (Figur 3.3). Om forsøket ikke gir ønsket resultat, vil det i alle fall ikke medføre ødeleggelser av eksisterende fuglekvaliteter. Ved å skave av en del lyng og sand i variert dybde kan det gjenskapes fuktigere områder og eventuelt noen vannspeil. Hvis det fjernes mer skog fra denne delen av strandenga og inn mot E6 i håp om å redusere reirpredasjon, kan dette bli et attraktivt område for dverglo, brushane, enkeltbekkasin, rødstilk og gluttsnipe som alle er tidligere hekkearter på Rinnleiret.

Både bestandsutviklingen hos ulike arter av hekkende fugl, predasjonsrater på deres reir og mønsteret i reirplyndringa bør følges videre i årene framover for å se om den svake positive tendensen siden 2006 fortsetter og eventuelt i hvor stor grad den fortsetter.

4.3. Bruk av kunstige reir

Utsetting av kunstige reir øker tettheten av reir i et område, og kan derved også øke predasjonsraten ettersom en predator da kan få søkerbilde på reirene. De kunstige reirene i denne undersøkelsen ble satt ut så sent i sesongen at vadere var kommet langt med hekkinga. Det forholdsvis høye antall med kunstige reir i utsettingene skulle derfor ikke kunne ødelegge for naturlig hekking, samtidig som at et stort antall kunstige reir er gunstig med tanke på å få store nok datamengder til å se forskjeller i predasjonsrate i forhold til ulike reirplasseringer. Med en individuell minimumsavstand mellom hvert kunstig reir på så mye som ca 100m er det også liten sjans for utvikling av søkerbilde. Med såpass god oversikt over hvilke faktorer som påvirker predasjonsrater på Rinnleiret gjennom de seks siste årene, kan antall kunstige reir reduseres i henhold til at færre problemstillinger vil følges de kommende årene.

Det er viktig å være klar over at predasjon på naturlige reir i samme område vil variere fra art til art, og trenger ikke være den samme som for kunstige reir. Det har liten betydning for denne undersøkelsen ettersom vi her primært ønsker å se på relative forskjeller i predasjonsrate mellom ulike reirplasseringer. Enkelte ganger kan også kunstige reir ha omtrent samme predasjonsrate som naturlige reir i samme område, for eksempel naturlige reir av svarttrost ble på eggstadiet funnet å ha samme predasjonsrate som kunstige reir (Cresswell 1997). Figur 3.4 viser at naturlige reir av vadere og fiskemåke hadde om lag samme sjans for å overleve rugetida som kunstige reir alle år, og at endringene fra år til år også varierte ganske likt. Dette på tross av at antall naturlige reir egentlig er for få til å rettferdiggjøre en slik sammenligning.

Smågnagere vil ha problemer med å gnage hull på såpass store egg som vaktelegg brukt i denne undersøkelsen, og derved kan predasjonsraten bli lavere enn ved bruk av små egg. Her er det i tillegg brukt egg av plastilin, og bitemerker i disse eggene avslører små gnagere som reirpredatorer. Kombinasjonen vaktelegg og plastilinegg er derfor vurdert som en god metode for å få oversikt over predasjonsraten fra både små og store predatorer, slik konklusjonen også er for andre områder (Lewis & Montevicchi 1999). Mus er imidlertid ikke funnet som reirpredator i denne undersøkelsen. Sammenbruddet i smågnagerbestanden våren 2005 og 2006 med påfølgende oppbygging og høy bestand i 2007 og tidlig på våren 2008 og nytt sammenbrudd i 2009 og høy bestand i 2010 har ikke hatt noen synlig innvirkning på predasjonsraten på kunstige reir.

Beitedyr kan være uheldig å trampe i stykker fuglereir. Det er ukjent i hvor stor grad dette var tilfellet for naturlige reir på Rinnleiret, men ingen kunstige reir gikk tapt av denne grunn.

4.4. Feltmetodikk

Det er flere potensielle hekkefugler som er observert på Rinnleiret i hekketida i denne undersøkelsen. Spesielt er Rinnelva og mudderbankene langs denne attraktive områder for næringssøk, samt at den nærliggende strandenga brukes til hvile. Også sang og varsellyd kan høres, men oppfølging av disse fuglenes atferd kan vise at de likevel ikke hekker her. Dette er imidlertid en faglig vurdering, og dermed kan også ulike personer vurdere ulikt. Det beste hadde vært å kunne finne alle reir, men det ville medført så store forstyrrelser at det ikke lar seg gjennomføre. Mange av reirene er svært godt skjult og utrolig vanskelig å finne. Tolkning av fuglenes atferd er derfor nødvendig, og engstelig, aggressiv og avledende atferd indikerer hekking for de fleste arter. En arts tilhørighet til samme område ved flere besøk indikerer om hekkforsøket er vellykket eller mislykket. Det er nødvendig med flere besøk i området for å finne hekkestatus for flest mulig par og trekke riktig konklusjon om hekkforsøket var mislykket eller vellykket.

5. Litteratur

- Andrén, H. 1992: Corvid density and nest predation in relation to forest fragmentation: a landscape perspective. *Ecology* 73: 794-804.
- Andrén, H. 1995: Effects of landscape composition on predation rates at habitat edges. - In: Hansson, L., Fahrig, L. & Merriam, G. (Eds.); Mosaic landscapes and ecological processes. *Chapman & Hall, London*, pp. 225-255.
- Bibby, C. J., Burgess, N. D. & Hill, D. A. 1992. Bird Census Techniques. *Academic Press*: 1-257, London.
- BirdLife International/ European Bird Census Council (2000) *European bird populations: estimates and trends*. Cambridge, UK: BirdLife International (BirdLife Conservation Series No.10).
- Brittingham, M. C. & Temple, S. A. 1983: Have cowbirds caused forest songbirds to decline. *BioScience* 33: 31-35.
- Burhans D.E. and Thompson F.R. 1998. Effects of time and nest- site characteristics on concealment of songbird nests. –*The Condor* 100: 663-672.
- Choate, J.S. 1967. Factors influencing nesting success of Eiders in Penobscot Bay, Maine. *J. Wildl. Manage.* 31: 769-777.
- Cresswell, W. 1997. Nest predation: The relative effects of nest characteristics, clutch size and parental behaviour. *Animal Behaviour* 53: 93-103.
- Davison W. and Bollinger E. 2000. Predation rates on real and artificial nests of grassland birds. – *The Auk* 117 (1): 147-153.
- Gates, J. E. & Gysel, L. W. 1978: Avian nest dispersion and fledging success in field-forest ecotones. *Ecology* 59: 871-883.
- Halupka, K. 1998: Nest predation in Meadow Pipits *Anthus pratensis* in natural conditions. *Ornis Fennica* 75:139-143.
- Hanski, I. K. & Laurila, A. 1993: High nest predation rate in the Chaffinch. *Ornis Fennica* 70: 65-70.
- Hanski, I. K., Fenske, T. J. & Niemi, G. J. 1996: Lack of edge effect in nesting success of breeding birds in managed forest landscapes. *Auk* 113: 578-585.
- Haugskott, T. 1988. Ornitologisk rapport fra Rinnleiret og områdene ved Verdalselvas utløp, Levanger og Verdal kommuner, 1988. *Trøndersk Natur Supplement Nr. 1 – 1988*: 1-47.
- Haugskott, T. 1991. Fuglefaunaen i Falstadbukta, Alfnesfjæra, Eidsbotn, Tynesfjæra, Rinnleiret, Ørin og Tronesbukta, Levanger og Verdal kommuner i Nord-Trøndelag fylke. *Trøndersk Natur* 18: 88-99.

- Heldbjerg, H. & Eskildsen, A. 2009. Overvågning af de almindelige fuglearter i Danmark 1975-2008. Årsrapport for PUnkttællingsprojektet. *Dansk Orn. Foren.*
- Hines, J.E. & Mitchell, G.J. 1983. Gadwall nest-site selection and nesting success. *J. Wildl. Manage.* 47: 1063- 1071.
- Huhta, E., Mappes, T. & Jokimäki, J. 1996: Predation on artificial ground nests in relation to forest fragmentation, agricultural land and habitat structure. *Ecography* 19: 85-91.
- Husby, M. 1997. Virkninger av E6 utbygginga på Sandfærhus. Del 2: Ornitologisk rapport for referanseområdet Rinnleiret. *Statens vegvesen Nord-Trøndelag og Biolog Magne Husby*: 1-41.
- Husby, M. 2005a. The effects of birds and mammals gathering on refuse tips on the nest predation rate in the surrounding areas. *5th Conference of the European Ornithologists' Union. Abstract Volume*: 249.
- Husby, M. 2005b. Bestandsendringer av hekkende fugler og predasjonstrykk på fuglereir I Rinnleiret naturreservat, Levanger og Verdal kommuner, Nord- Trøndelag. Arbeidsnotat nr 193. HiNT, Levanger.
- Husby, M. 2006. Predasjon på fuglereir i ulike avstander fra Skjørdalen avfallsdeponi, Verdal kommune, Nord-Trøndelag. *Høgskolen i Nord-Trøndelag. Rapport nr. 36*: 1-54.
- Husby, M. & Grande, A-K. S. 2007. Avfallsdeponienes betydning for reirpredasjon og bestandsendringer av hekkende fugler på strandeng og dyrka mark i Trøndelag. *HiNT Utredning 88*: 1-39.
- Husby, M. & Grande, A-K. S. 2009. Hekkefugler på Rinnleirets strandeng. Bestandsutvikling, status og effekter av aktiv skjøtsel. *HiNT Utredning 113*: 1-40.
- Husby, M. & Stueflotten, S. 2009. Norsk Hekkefugltaksering – Bestandsutvikling i HFT-områdene for 57 arter 1995-2008. *NOF Rapport 6-2009*: 1-33.
- Kristiansen, Jarle N, 1988. Havstrand I Trøndelag. Lokalbeskrivelser og verneforslag. Økoforsk rapport 1998:7b.
- Kurki, S., Helle, P., Lindén, H. & Nikula, A. 1997: Breeding success of black grouse and capercaillie in relation to mammalian predator densities on two spatial scales. *Oikos* 79: 301-310.
- Lewis, K.P. & Montevicchi, W.A. 1999. Predation on different-size Quail eggs in an artificial-nest study in western Newfoundland. *Canadian Journal of Zoology* 77: 1170-1173.
- Lindström, Å., Green, M. & Ottwall, R. 2010. Övervakning av fåglarnas populationsutveckling. Årsrapport för 2009. Rapport, Biologiska institutionen, Lunds Universitet. 76 pp.
- Martin, T. E. 1993a: Nest predation among vegetation layers and habitat types: revising the dogmas. *American Naturalist* 141: 897-913.

- Martin, T. E. 1993b: Nest predation and nest sites. New perspectives on old patterns. *BioScience* 43: 523-532.
- Martin, T. E. 1995: Avian life history evolution in relation to nest sites, nest predation, and food. *Ecological Monographs* 65:101-127.
- Martin, T.E. & Clobert, J. 1996. Nest predation and avian life-history evolution in Europe versus North America: A possible role of humans? *American Naturalist* 147: 1028-1046.
- Mönkönen, M., Husby, M., Tornberg, R., Helle, P. & Thomson, R. L. 2007. Predation as a landscape effect: the trading off by prey species between predation risks and protection benefits. *J. Anim. Ecol.* 76: 619-629.
- Newton, I. 2003. Population limitation in birds. Academic press, London
- Ricklefs, R.E. 1969: An analysis of nesting mortality in birds. *Smithsonian Contributions in Zoology* 9: 1-48.
- Ortega, C. P., Ortega, J. C., Rapp, C. A. & Backensto, S. A. 1998: Validating the use of artificial nests in predation experiments. *Journal of Wildlife Management* 63:925-932.
- Rands, M.R.W. 1986. The survival of gamebird (Galliformes) chicks in relation to pesticide use on cereals. *Ibis* 128: 57-64.
- Reitan, O. 1999. Fugler ved avfallsplasser I Nord-Trøndelag. *NINA Upublisert Manus*: 1-40.
- Ricklefs, R. E. 1969: An analysis of nesting mortality in birds. *Smithsonian Contributions in Zoology* 9: 1-48.
- Schrank, B.W. 1972. Waterfowl nest cover and some predation relationships. *J. Wildl. Manage.* 36: 182-186.
- Skjeflo, A-K, 2006. Faktorer som påvirker reirpredasjon på Rinnleiret naturreservat, Levanger. HiNT Bachelor: 1-28.
- Sloan, S. S., Holmes, R. T. & Sherry, T. W. 1998: Depredation rates and predators at artificial bird nests in an unfragmented northern hardwood forests. *Journal of Wildlife Management* 62: 529-539.
- Storaas, T. 1988: A comparison of losses in artificial and naturally occurring capercaillie nests. *Journal of Wildlife Management* 52: 123-126.
- Thingstad, P. G., Spjøtvoll, Ø. & Suul, J. 1976. Ornitologiske undersøkelser på Rinnleiret, Levanger og Verdal kommuner, Nord-Trøndelag. *K. Norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport, zoologisk serie 1976-9*: 1-41.
- Thingstad, P. G. & Ødegård, F. 2008. Rinnleiret: Zoologisk bidrag til skjøtelsesplan og registreringer 2008. NTNU, Vitenskapsmuseet, Seksjon for naturhistorie. Notat: 1-16.

Wilcove, D. S. 1985: Nest predation in forest tracts and the decline of migratory songbirds. *Ecology* 66: 1211-1214.

Willebrand, T. and Marcström, V. 1988: On the danger of using dummy nests to study predation. *Auk* 105: 378-379.

Yahner, R. H. 1996: Forest fragmentation, artificial nest studies, and predator abundance. *Conservation Biology* 10: 672-673.