



Undersøkelser av naturområder i Østfold XVIII

Fylkesmannen i Østfold, miljøvernavdelingen, rapport 4/2017

Fylkesmannen i Østfold representerer den statlige forvaltningen i fylket og er et viktig bindeledd mellom stat og kommune, og mellom offentlig myndighet og allmennheten. Miljøvernavdelingen er faglig underlagt Klima- og miljødepartementet og Miljødirektoratet. Avdelingen har blant annet oppgaver på følgende områder:

- Forvaltning av vann og vassdrag og overvåking av miljøtilstand i vannmiljøet
- Vern og forvaltning av viktige naturområder, samt truede og sårbare arter / naturtyper
- Vern og forvaltning av viktige vilt- og fiskeressurser
- Ivaretagelse av statlige interesser i arealplaner (kommuneplaner, reguleringsplaner og øvrige arealsaker)
- Saksbehandling etter forurensingsloven og tilsyn med forurensende virksomhet

Oversikt over fagemner, forfattere og rapporter i serien, finnes i rapport nr.7, 2007:
Rapporter gjennom 25 år, 1982 - 2007, en bibliografi.

Rapportserien finnes på fylkesmannens hjemmeside

<http://www.fylkesmannen.no/Ostfold/Miljo-og-klima/Rapportserien/Miljovernavdelingens-rapportserie/>

Bestilling: Telefon 69 24 70 00.
Postboks 325, 1502 Moss
epost: fmospostmottak@fylkesmannen.no



Oversikt over siste års rapporter:

- 3/17** Forvaltningsplan for Sandøysalta og Gjølertangen naturreservater
- 2/17** Skjøtselsplan for Asmaløy i Ytre Hvaler nasjonalpark
- 1/17** Undersøkelser av naturområder i Østfold.
Naturfaglige undersøkelser **XVII**
- 2/16** Undersøkelser av naturområder i Østfold.
Naturfaglige undersøkelser **XVI**
- 1/16** Skjøtselsplan for Skårakilen naturreservat
- 4/15** Vannundersøkelser i Østfold. Naturfaglige undersøkelser **XV**.
- 3/15** 20 år med el-fiske av sjøørretbekker i Østfold (1996-2015)
- 2/15** Forvaltningsplan for Kråkerøy-skjærgården naturreservat, Fredrikstad
- 1/15** Forvaltningsplan for Bjørnevågenlia naturreservat, Fredrikstad
- 7/14** Forslag til nasjonale kulturlandskap i Østfold
- 6/14** (Nr. utgår, ikke utgitt)
- 5/14** Undersøkelser av naturområder i Østfold.
Vindkraftområder.
Naturfaglige undersøkelser **XIV**.
- 4/14** Undersøkelser av naturområder i Østfold.
Naturfaglige undersøkelser **XIII**
- 3/14** Forvaltningsplan for Øra naturreservat, Fredrikstad
- 2/14** Forvaltningsplan for Skjæløysundet naturreservat, Fredrikstad
- 1/14** Skjøtselsplaner for utvalgte slåttemarker i Østfold
- 6/13** Forvaltningsplan for Verkenslund biotopvernområde
- 5/13** Naturfaglige undersøkelser i Østfold. **XII**
- 4/13** Forvaltningsplan for Skipstadsand naturreservat
- 3/13** Bestandstrender hos sjøfugl på Østfoldkysten 1993-2012
- 2/13** Forvaltningsplan Berby landskapsvernområde, Halden kommune
- 1/2013** Vurdering av verneverdig skog m.v.
Naturfaglige undersøkelser av områder i Østfold. **XI**.
- 3/12** Forvaltningsplan for Kurefjorden naturreservat.
- 2/12** Flora / vegetasjon, ferskvann og marine registreringer i Østfold. Naturfaglige undersøkelser av områder i Østfold. **X**.
I - IX i rapport 9/1991, 4/97, 7/95, 1/2000, 1/05, 8/07, 1/09, 3+ 4/11
- 1/2012** Naturtypekartlegging og biologisk mangfold i Askim, Eidsberg, Hobøl og Våler

Miljøvern avdelingen
Fylkesmannen i Østfold
Postadresse: STATENS HUS, POSTBOKS 325, 1502 MOSS
TLF: 69 24 70 00

Dato: 29.12.2017

Rapport nr. 4 / 2017

ISBN nr.
978-82-7395-243-1
ISSN 1890-3673

Rapportens tittel

Undersøkelser av naturområder i Østfold. **XVIII**

Forfattere

David Arnott (9), Terje Blindheim (1), Trond Bremnes (8), Kristine Ekelund (3), Anders Endrestøl (10), Lennart Fløseth, Grethe Hillersøy, Gry Støvind Hoell (5), Pål Erik Jensen (14), Leif R. Karlsen (11), Endre Knutsen, Ola M. Wergeland Krog (13), Ole J. Lønnve (1), Stefan Olberg (1), Kjell Magne Olsen (1), Henning Pavels (8), Ole Roer (4), Svein Jakob Saltveit (8), Ingvar Spikkeland (6,12), Agnete Sporild Olsen (2), Anne-Sofie Bergene Strømme (9), Anders Thylèn (1), Silje Selnes Vågen (9), Eva Weme (7)

Tall over = Institusjon / firma

1. BioFokus, 2. Biotop, 3. Ekelund Consult, 4. Faun, 5. Futura miljø, Forsvarsbygg; 6. Kanalmuseet, Ørje; 7. Kjukelaget, Norges sopp- og nyttevekstforbund; 8. Naturhistorisk museum, Universitet i Oslo; 9. NMBU, 10. Norsk inst. for naturforskning; 11. Miljøvern avd., Fylkesmannen i Østfold; 12. Spikkeland Naturinformasjon; 13. Wergeland Krog Naturkart; 14. Østfold fylkeskommune

Oppdragsgivere

Fylkesmannen i Østfold, Østfold Fylkeskommune, Miljødirektoratet, Vannområde Haldenvassdraget, Halden kommune, Fredrikstad kommune, m.fl.

Ekstrakt

Rapporten består av et stort antall delrapporter, med naturfaglige undersøkelser, overvåking og forvaltning av ulike naturtyper (bekker, myr, skog, slåttemark, lynghei) og naturvernområder, samt av diverse arter/artsgrupper (sopp, karplanter, bunndyr, krepsdyr, insekter, ferskvannsfisk, salamander, sjøfugl, villsvin). Det vises til innholdsfortegnelse foran i samlerapporten – og til innhold og sammendrag i den enkelte delrapport.

Emneord

Biologisk mangfold, overvåking, skogvern, vassdrag, kulturmark, Østfold

Referanse til rapporten

Det bør refereres til de respektive delrapportene slik, eksempel:

Karlsen, L.R. 2017: Rapport fra el-fiske i Stordiket, Sarpsborg kommune den 18.9.2017. *Fylkesmannen i Østfold, Miljøvern avd., rapport nr. 4, 2017: 102-106.*

Forord

Rapporten er den 18. i *Naturfaglige undersøkelser av områder i Østfold* i rapportserien til Fylkesmannen i Østfold, miljøvernavdelingen.

Rapporter og fagnotater som ikke er publisert i periodika / skriftserier eller gjort søkbare på internett vil lett kunne oversees. Etter en del år vil rapporten kunne bli glemt. Dermed går ervervet kunnskap tapt, og en mister verdifullt referansemateriale for ettertiden.

Hensikten med utgivelsen av foreliggende samlerapport er å gjøre slikt stoff lettere tilgjengelig og sikre det for ettertiden. Her har vi samlet rapporter og notater fra ulike deler av fylket, overveiende med botanisk og zoologisk innhold. Rapportene dekker ulike naturtyper, lokaliteter/områder og fagfelt. Det vises til oversikter/innhold foran i hver av dem. Naturfaglig informasjonen er bl.a. nødvendig i arealsaker, vernesaker, som referanse-stoff ved fremtidige undersøkelser eller ved studier av arters bestandsutvikling.

Delrapportene er oftest laget på oppdrag fra miljøvernforvaltningen. Delrapportene utgitt av andre aktører med egne publikasjonsplattformer er i noen tilfeller kun henvist med lenke til nettstedet der rapporten kan lastes ned.

Rapporten er redigert av G. Hardeng.

Rapportene i serien ligger på

<http://www.fylkesmannen.no/Ostfold/Miljo-og-klima/Rapportserien/Miljovernavdelingens-rapportserie/>

Karsten Butenschøn

miljøverndirektør

Moss 29. 12. 2017

Innhold

Haldenvassdraget – edelkreps, bunndyr, istidsskrep

- Undersøkelser av forekomster til edelkreps i tre vassdrag i **Marker**
Ingvar Spikkeland, Kanalmuseet, Øje s.7
- Bunndyr i eutrofe bekker og elver høst 2017. Oppsummering av overvåkingen
2008-2017. Biologisk overvåking av Haldenvassdraget. I. Spikkeland. *Kanalmuseet* s.24
- Istidsskrep i Hennessjøen 2017. Biologisk overvåking av Haldenvassdraget.
Ingvar Spikkeland & Jan P. Vaaler, *Kanalmuseet, Ørje* s.45

Dam

- Undersøkelser av storsalamander (*Triturus cristatus*) ved Brekkerdø skogsdam, **Halden**
Ole J. Lønnve, *BioFokus-notat 2016 – 17* s.63

Fisk – Enningdalselva - kystbekker

- Tilstandsvurdering av *Enningdalselva* i Østfold. Resultater fra ungfiskeundersøkelser i
2013, 2015 og 2016. **Halden**. Svein Jakob Saltveit, Trond Bremnes & Henning Pavels.
Naturhistorisk museum, Universitet i Oslo s.71
- Telling av laks og ørret i sideløpet til Enningdalselva ved Mjølnerød 2013-2017.
Leif R. Karslen, *Miljøvernadv., Fylkesmannen i Østfold* s.102
- Rapporter fra el-fiske kystbekker i 2017. Leif R. Karslen, *Miljøvernadv.,
Fylkesmannen i Østfold* s.110
- Stordiket, Sarpsborg* s.110
 - Solbergbekken, Sarpsborg* s.115
 - Saltnesbekken, Råde / Fredrikstad* s.120
 - Torpebekken, Onsøy, Fredrikstad* s.124
 - Enhusbekken, Kråkerøy, Fredrikstad* s.128
 - Tangenbekken (fra Arekilen), Kirkøy, Hvaler* s.131
 - Korshavnbecken, Kirkøy, Hvaler* s.134
 - Leretbekken, Kirkøy, Hvaler* s.135
 - Holtekilbekken, Kirkøy, Hvaler* s.136
- Prøvefiske i *Degernes, Rakkestad*, 24-25.8.2017.
Pål Erik Jensen, *Østfold fylkeskommune* s.140
- Søndre Hivann* s.140
 - Laksen* s.144

Myr

- Restoration proposal for the drained av degraded Northern Kisselbergmosen peatland,
Southern Norway. (*Kisselbergmosen* naturreservat, **Marker**)
David Arnott, Anne-Sofie Bergene *Strømme* & Silje Selnes *Vågen*, NMBU s.147
- Biologiske undersøkelser ved *Riiser* i **Hobøl** – planlagt nydyrking og midlertidig
deponi. Kjell Magne *Olsen*, *BioFokus*. BioFokus-notat 2016-45. ISBN-nummer: 978-82-8209-534-1
Last ned rapporten direkte fra BioFokus sine nettsider: <https://biofokus.no/publikasjoner>

Skog

Frivillig skogvern

- Terje *Blindheim* & Ola M. *Wergeland Krog*, *BioFokus / Wergeland Krog Naturkart* s.179
- Risen* vest, **Marker** s.179
 - Kisselbergmosen* naturreservat, utvidelse, Marker s.186
- Skogen på *Seter søndre, Båstad, Trøgstad*. I. *Spikkeland, Spikkeland Naturinformasjon* s.192
- Skogen ved Seter gård: notat vedrørende biologisk mangfold og verneinteresser. Endre *Knutsen* s.197

Annet

- Konsekvensutredning av naturmiljø ved *Veden, Halden*. Ole *Roer, Faun* s.203
- Kartlegging av sopp i *Lundsneset* naturreservat (også oversikt over lav, moser, karplanter, virvelløse
dyr, amfibier og reptiler), **Aremark / Halden**.

Eva Weme, m.fl. <i>Norges sopp- og nyttevekstforbund, Kjukelaget</i>	s.226
Slåttemark – eng, skjøtsel	
Befaring av slåttemarker i Østfold 2017. Kristine Ekelund, Ekelund Consult	s.247
Hvaler, Søndre Sandøy:	
<i>Lille Rød</i>	s.248
<i>Havna 1</i>	s.250
<i>Havna 2</i>	s.252
<i>Ødegårdsstranda</i>	s.253
Aremark, Bøensæterkroken:	
<i>Bøensætre</i>	s.255
<i>Knatterød</i>	s.257
<i>Lagerholt</i>	s.259
Marker, Rørvik	s.264
Skjøtselsplan Rauer, Onsøy, Fredrikstad. 2013. Gry Støvind Hoell, Futura miljø, Forsvarsbygg	s.263
-Naturverdier og biologisk mangfold, Torp, Fredrikstad. 2017	
Agnete Sporild Olsen, Biotop	s.284
Lynghei	
Kultur- og naturguide gjennom vakker kystlynghei, Asmaløy, Ytre Hvaler nasjonalpark. Kristine Ekelund & Grethe Hillersøy. 2013	s.305
Forvaltning - skjøtsel verneområder	
-Rauer, Fredrikstad, se over	
-Innspill til forvaltningsplan for <i>Enghaugberget</i> naturreservat, Fredrikstad	
Anders Thylèn, BioFokus, rapp. 2, 2016. ISBN-nummer: 978-82-8209-488-7	
Last ned rapporten direkte fra BioFokus sine nettsider: https://biofokus.no/publikasjoner	
-Skjøtselsplan for <i>Klosterallèen</i> biotopvernområde, Rygge	
Anders Thylèn, BioFokus, rapp. 3, 2016	s.314
Sopp, se skog over	
Kammarimjelle	
-Restaurering og skjøtsel av utgått lokalitet for <i>kammarimjelle</i> i <i>Telemarkslunden</i> , Rygge	
Anders Thylèn, BioFokus, notat 18, 2016	s.333
-Innspill til faglig grunnlag for kammarimjelle <i>Melampyrum cristatum</i>	
Anders Thylèn, BioFokus, rapp. 14, 2015. ISBN-nummer: 978-82-8209-428-3	
Last ned rapporten direkte fra BioFokus sine nettsider: https://biofokus.no/publikasjoner	
Insekter	
-Kartlegging av larvespinn av prikkrotevinge <i>Melitaea cinxia</i> på Rauer i Fredrikstad kommune i 2015-2016, Fredrikstad. Anders Endrestøl, Norsk institutt for naturforskning. NINA-rapp.1287, 2017. ISBN-nummer: 978-82-426-2952-4	
Last ned rapporten fra NINA sine nettsider: https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/2430382	
-Mudderløpebille <i>Pogonus luridipennis</i> ved Kurefjorden, Råde	
Stefan Olberg, BioFokus-notat 2017 -36	s.343
Fugl	
Sjøfuglbestanden på <i>Store Revlingen</i> , Moss, hekkesesongen 2017. Lennart Fløseth	s.357
Pattedyr	
Forvaltningsplan for <i>villsvin</i> i Østfold. 2016. Østfold Fylkeskommune & Fylkesmannen i Østfold	s.359

UNDERSØKELSE AV FOREKOMST TIL EDELKREPS I TRE VASSDRAG I MARKER

Ingvar Spikkeland



ØSTFOLD  MUSEENE

Avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum
Ørje

Rapport 1/2017

Forord

Edelkreps *Astacus astacus* står på den norske rødlista i kategorien Sterkt truet (EN). På den internasjonale lista over truete arter står den i kategorien sårbar (The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2017-2). Den største trusselen mot arten er spredning av signalkreps *Pasifastacus leniusculus*, som er bærer av sykdommen krepsepest. Denne sykdommen er 100 % dødelig for edelkreps. Siden Haldenvassdraget nå har permanent krepsepestsmitte i hovedvassdraget fra Rødenessjøen og nedstrøms på grunn av forekomst av signalkreps, er edelkrepsen spesielt utsatt i dette vassdraget. Det finnes imidlertid fortsatt edelkreps i enkelte av sidevassdragene, og den foreliggende rapporten presenterer resultater fra undersøkelser i tre sidevassdrag i Marker kommune. Fylkesmannen i Østfold har bidratt med økonomisk støtte til undersøkelsen.

Ørje, 27.9.2017
Ingvar Spikkeland

Forsidebildet er fra Taraldrudelva i Marker. (Foto: Ingvar Spikkeland).

Sammendrag

Forekomst av edelkreps ble i juli 2017 undersøkt i tre sidevassdrag til Øymarksjøen og Rødenessjøen; Braneselva, Østenbyelva og Taraldrudelva. Det ble påvist god bestand og god rekruttering i Braneselva og Taraldrudelva, mens det ikke ble funnet edelkreps i Østenbyelva. I begge elvene med edelkrepsbestand var forekomstene konsentrert til de midtre delene av vassdragene. Forsuring og predasjon fra mink kan være medvirkende årsaker til at edelkrepsen har forsvunnet fra øvre deler av de to vassdragene. Mulige årsaker til at edelkrepsen har blitt borte nederst i vassdragene kan være forurensning fra landbruket og/eller krepsepest.

Innledning

Edelkrepsbestanden i Haldenvassdraget har flere ganger blitt rammet av krepsepest. Første gangen var i Øymarksjøen i 1989, kort tid etter at sykdommen var påvist i nabosjøen Store Le. I løpet av 1990 var all edelkreps i hovedvassdraget nedstrøms Bjørkelangen utryddet. Ny utsetting av edelkreps bidro til å bygge opp igjen bestanden. Et nytt utbrudd kom så i 2005, og dette rammet Øymarksjøen og hovedvassdraget nedstrøms. I 2008 ble signalkreps påvist i Haldenvassdraget, nærmere bestemt sør i Øymarksjøen, og like etter brøt krepsepest ut igjen. Edelkrepsen i hovedvassdraget fra Øymarksjøen og nedover døde raskt ut. Slusene ved Ørje ble stengt for å hindre smitten i å spre seg oppover i vassdraget, og vassdraget fra Rødenessjøen og nordover ble spart for krepsepest i denne omgangen.

Høsten 2014 ble Rødenessjøen, som da hadde en god edelkrepsbestand, rammet av krepsepest. Samtidig ble signalkreps påvist helt sør i innsjøen. Krepsepesten spredt seg nordover i hovedvassdraget til Fosser dam i Aurskog-Høland, mens Hemnessjøen, som ligger i et sidevassdrag, ikke ble rammet (Johnsen & Vrålstad 2017). Aurskog-Høland er dermed bare rammet av krepsepest nedstrøms Fosser, og det finnes gode krepsebestander i mange innsjøer og elver i kommunen, som har edelkreps i sitt kommunevåpen (jf. Aurskog-Høland kommune 2011).

Et aktuelt spørsmål er hvorvidt edelkrepsbestanden i sidevassdragene til de berørte innsjøene også er blitt utryddet. Den foreliggende rapporten presenterer undersøkelser i tre sidevassdrag til Øymarksjøen og Rødenessjøen, hvor det tidligere er påvist edelkreps.

Materiale og metoder

Figur 1 viser den geografiske plasseringen til de tre sidevassdragene som er blitt undersøkt. Braneselva kommer fra Butjernområdet i grenseområdene nord for E18, og renner ut i Gjølssjøen, og videre ut i Øymarksjøen. Østenbyelva drenerer områder vest for Rødenessjøens søndre del, og munner ut i Rødenessjøen ved Østenby. Taraldrudelva har sitt utspring i områdene nord for Hungervann (Langfosstjenn, Skogstjenn), som ligger vest for Rødenessjøens nordlige del, og renner ut i denne innsjøen innerst i Folkenborgvika. Alle tre elvene er med i overvåkningsprogrammet for bunndyr i bekker/elver i Haldenvassdraget.



Figur 1. Sidevassdrag til Rødenessjøen og Øymarksjøen hvor edelkrepsundersøkelser ble gjennomført i 2017. De delene av vassdragene som er kartlagt er avmerket.

Feltarbeidet ble gjennomført 20.-22.7.2017. På dette tidspunktet var vannføringen svært liten. Registreringene kunne derfor enkelt gjennomføres ved å lete etter kreps under

steiner ol., og plukke de dyra som ble observert eller eventuelt fange dem i en liten hov, slik at størrelsen (lengden) på hvert enkelt dyr kunne registreres før de ble sluppet ut igjen. Andre aktuelle metoder er bruk av teiner, elektrisk fiskeapparat, åtepinner og dykking (Skurdal mfl. 1985). Siden hensikten med denne undersøkelsen bare var å påvise forekomst av edelkreps og få et grovt mål på bestanden og alderssammensetningen, og ikke undersøke populasjonene mer i detalj, ble plukkfangst valgt. Dette er en svært skånsom metode som ikke skader krepsen, og det var også en effektiv metode på det aktuelle tidspunktet siden vannføringen i vassdragene var liten. Både små og store individer var lette å oppdage dersom steinene på elvebunnen ikke var for store.

Bare egnede områder i elvene ble oppsøkt, dvs. steder med lav vannstand og steinete bunn, mens dypere deler av elvene og områder med mudderbunn ikke ble undersøkt. Forekomsten av egnede områder var imidlertid så god at en antar at registreringene gir et godt bilde av utbredelsen. Registreringene begynte nederst i elvene, og de ble så fulgt oppover og undersøkelser foretatt på egnede steder så langt opp som det var rimelig å forvente at edelkreps kunne forekomme. Det bunnarealet som ble undersøkt på hver stasjon varierte avhengig hvor stort var det egnede arealet var. Hvis mulig ble 10 m² undersøkt nøye (unntaksvis 20 m²), men på flere av stasjonene var det egnede arealet mindre. På figurene 2, 4 og 5 er stasjoner der edelkreps ble ettersøkt angitt med røde og grønne sirkler. Grønne sirkler viser hvor arten ble påvist.

Beskrivelse av de tre sidevassdragene

Tabell 1 viser noen kjemiske parametere for de tre elvene. Tabellen er basert på målinger gjort i perioden 2008-2016 i forbindelse med miljøovervåkingen i Haldenvassdraget, og representerer i de fleste tilfeller gjennomsnittsverdier av tre målinger. Vannprøvene er tatt nederst i de tre vassdragene slik at det meste av avrenningen fra jordbruk er fanget opp (se Spikkeland 2015a, 2015b, 2016). De målte parametere vil normalt være lavere desto lenger opp i vassdragene en kommer, selv om lokale forhold kan gi unntak fra denne regelen for enkelte parametere. I de øvre delene av Braneselva (Butjernbekken) er det f.eks. målt høyere verdier av kalsium (4,5 mg/l) enn ved målestasjonen ved E18 (Spikkeland 2013b).

Tabell 1. Kjemiske parametere for de tre sidevassdragene. Verdiene er gjennomsnittstall for målinger i perioden 2008-2016, og målingene er foretatt i nedre del av vassdragene.

Sidevassdrag	pH	Konduktivitet (mS/m)	Ca (mg/l Ca ²⁺)	Tot. P (µg/l)
Taraldrudelva	6,6	9,9	6,1	80
Østenbyelva	6,3	8,7	4,9	31
Braneselva	6,5	8,0	3,1	16,5

pH er lavest i Østenbyelva, noe som ikke er overraskende siden den drenerer næringsfattige strøk av Fjella-området, men jordbruksområdene nederst i vassdraget hever imidlertid de andre parametere merkbart. Taraldrudelva og Braneselva drenerer rikere områder med forekomst av kalkholdige bergarter (Vikebyhøgda og Butjern/Joarknatt-området). Braneselva er i liten grad påvirket av landbruk, mens spesielt nedre deler av Taraldrudelva påvirkes av store leirforekomster og jordbruk/husdyrhold. Dette gjenspeiler seg i de høye verdiene for totalt fosfor (tot. P). I Taraldrudelva ble det i forbindelse med denne undersøkelsen gjort målinger av konduktivitet og kalsium øverst i elva, ved utløpet fra Hungervann (metode: Windaus ledningsevne måler og EDTA-titrering), Konduktiviteten var der 4,7 mS/m og

kalsiuminnholdet 5,0 mg/l, men begge verdiene vil utvilsomt være lavere ved mer normal vannføring.

Alle elvene er sterkt humuspåvirket (brungul farge), og tilhører kategorien humøse lavlandsvassdrag (Direktoratsgruppa 2013). Braneselva kan karakteriseres som kalkfattig (Ca < 4,0 mg/l), mens Østenbyelva og Taraldrudelva er moderat kalkrike ut fra verdiene i tabell 1.

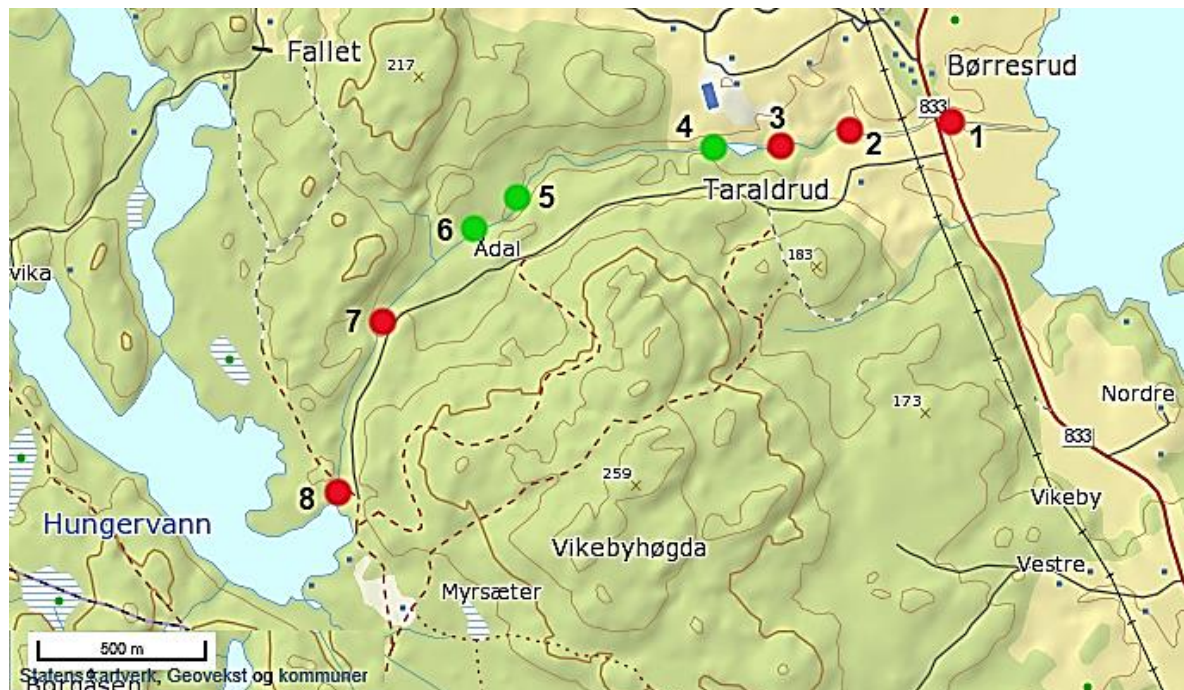
Edelkreps er en krevende art mht. vannkvalitet. pH og kalsiuminnhold er viktige miljøfaktorer for edelkrepsen, som trenger mye kalk for å bygge opp skallet. pH bør ligge over 6, og det er ønskelig med et kalsiuminnhold over ca. 3,5. Edelkreps kan imidlertid leve bra i vann med kalsiuminnhold ned til ca. 2 mg/l (Taugbøl mfl. 1987, Appelberg & Odelström 1990), og mange norske krepsevann har også et kalsiuminnhold under 2 mg/l (Johnsen & Vrålstad 2017). Ut fra disse parameterne vil alle tre elvene kunne oppfylle edelkrepsens miljøkrav. Perioder med surt vann i forbindelse med kraftig nedbør og snøsmelting kan likevel være et problem, og da trolig spesielt i Østenbyelva (jf. Spikkeland 2017).

Taraldrudelva vil trolig være best beskyttet mot store variasjoner i vannkvalitet pga. flere innsjøer oppstrøms edelkrepsforekomstene med relativt god vannkvalitet, og disse vil dempe variasjoner i vannkvalitet i innløpsbekkene.

Resultater

Taraldrudelva

I Taraldrudelva ble edelkreps påvist i de midtre delene av elva (Figur 2), fra oppstrøms dammen ved den nedlagte mølla (St. 4) og opp til Ådal, en strekning på vel 1 km. Det betyr at edelkreps først dukker opp der jordbruksområdene slutter, og finnes så videre oppover langs den delen av elvestrekningen som er omgitt av frodige omgivelser med løvskog og enggranskog. Edelkrepsens utbredelse oppover i vassdraget slutter omtrent der fattig blåbærgranskog overtar. Den tetteste bestanden ble funnet på St. 5 og 6, men her var også forholdene ideelle med steinete bunn og mange skjulesteder.



Figur 2. Stasjoner i Taraldrudelva hvor forekomst av edelkreps er undersøkt. Grønne sirkler viser hvor arten ble påvist.

Går vi tilbake til 1960-70-tallet, var det svært god krepsebestand både i Hungervann og i Taraldrudelva helt ned til Rødenessjøen. Utover mot 1980-tallet ble krepsen mer og mer sjelden, samtidig som de individene som ble fanget ble større (og eldre) for hvert år. Tilslutt forsvant arten helt fra Hungervann og elva nedstrøms (Håkon Taraldrud pers. medd.). En oppfattet det slik at det var forsurening som var årsak til denne utviklingen, noe som virker sannsynlig. Ved en undersøkelse gjennomført av fiskeforvalter Leif Karlsen og undertegnede med elektrisk fiskeapparat i 2004, ble det imidlertid funnet edelkreps ved Ådal, men ikke nederst i elva. Elvestrekningen ovenfor Ådal ble ikke undersøkt den gangen.

Det er mulig at edelkrepsen overlevde forsursperioden i de sentrale delene av Taraldrudelva, hvor pH-forholdene pga. store marine avsetninger trolig var bedre enn i de øvre delene, mens bestanden ble utryddet i elvas nedre deler pga. forurensning fra jordbruk og husholdninger. Det er velkjent at økt næringstilførsel og erosjon i perioder kan gi sterk økning av partikkelinnholdet og tilslamming av elveløpet, noe som kan ødelegge krepsebestanden (Johnsen & Vrålstad 2017). Krepsepest er også en mulig årsak til at det nå ikke er edelkreps nederst i Taraldrudelva.

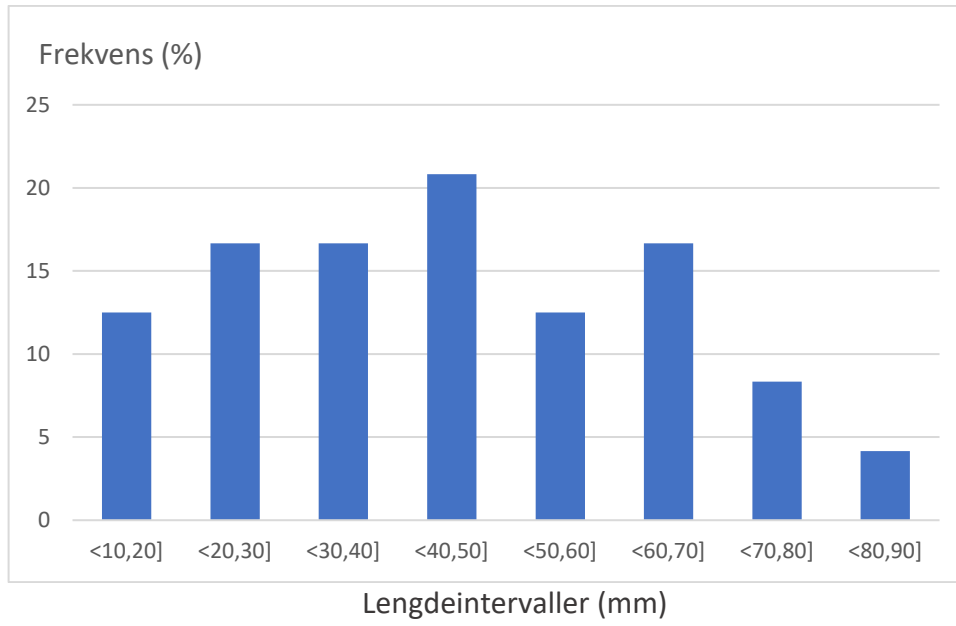
Når det gjelder dagens situasjon, er det neppe vannkjemiske årsaker til at edelkreps ikke finnes øverst i Taraldrudelva. Trolig skyldes det spredningsproblemer, da edelkrepsen på egen hånd ikke greier å spre seg opp til de øvre delene på grunn av fosser i elveløpet. Minkpredasjon vil også kunne være en trusselfaktor mot edelkrepsen (jf. Taugbøl mfl. 1987). Det ble funnet spor etter mink ved utløpet fra Hungervann. Ifølge undersøkelsene i 2017 kan en med stor sannsynlighet slå fast at det ikke er edelkreps i utløpet fra Hungervann. Det var svært mye kulemusling (*Sphaerium corneum*) i utløpet, og det ble også funnet nylig død andemusling (*Anodonta anatina*) som ikke var spist på, noe som neppe hadde vært tilfelle dersom det hadde vært bestand av edelkreps der. En kan likevel ikke se bort fra at det kan være edelkreps i selve innsjøen. Ut fra dagens vannkvalitet skulle i hvert fall forholdene for edelkreps være gode.

Tabell 2 viser forekomst og tetthet til edelkreps på de forskjellige stasjonene i Taraldrudelva. Mest kreps ble registrert i området ved Ådal (St. 4 og 5). Forholdene for registrering var imidlertid ikke så gode på St. 4, slik at tettheten der kan være underestimert.

Tabell 2. Forekomst og tetthet til edelkreps på de forskjellige stasjonene i Taraldrudelva

Stasjon	Areal (m ²)	Antall	Tetthet (ind./100 m ²)
1	5	0	0
2	4	0	0
3	10	0	0
4	5	3	60
5	10	11	110
6	10	10	100
7	8	0	0
8	6	0	0

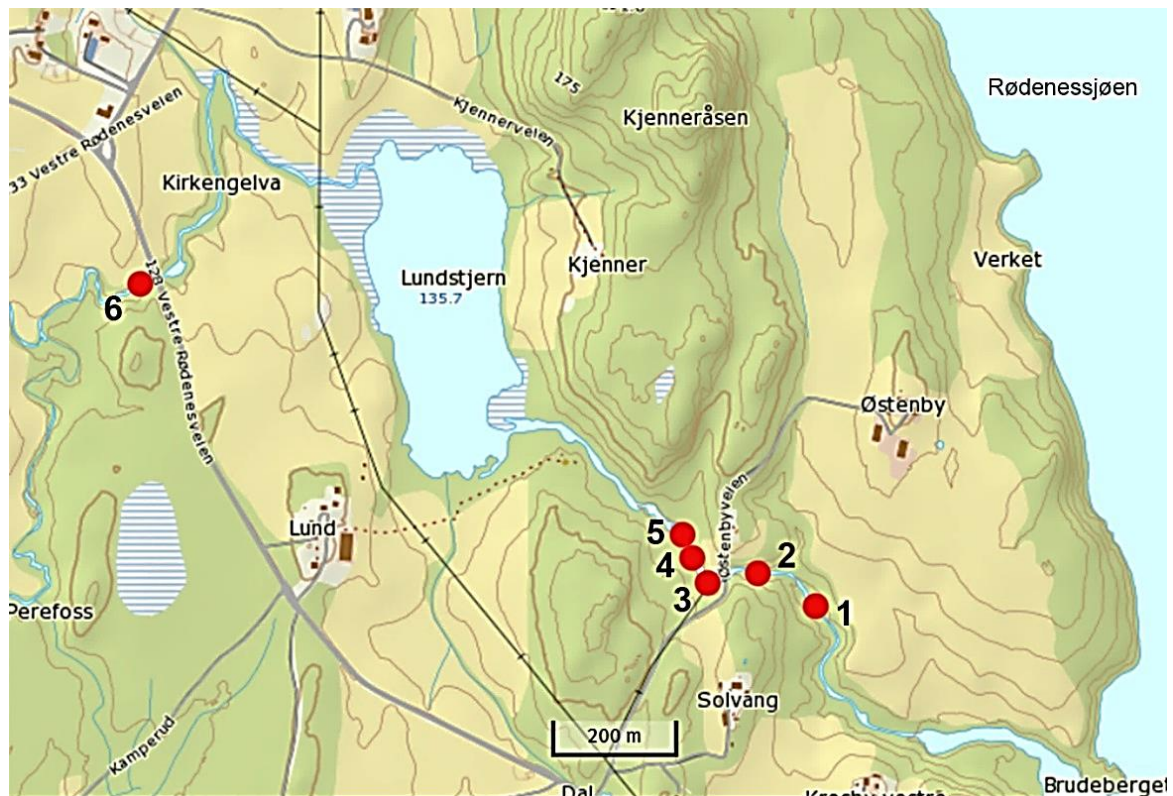
I Figur 3 er lengdefordelingen (%) til registrert kreps i Taraldrudelva vist. Ingen av individene var over minstemålet (95 mm), og flertallet av individene var små, noe som tyder på god rekruttering. Unntaket er stasjon 4, der det bare ble funnet individer mellom 60 og 75 mm. Dette trenger imidlertid ikke bety at rekrutteringen var dårlig her, da elvebunnen her var nokså storsteinet og vanskelig å undersøke.



Figur 3. Lengdefordeling (%) til registrert edelkreps i Taraldrudelva (n=24)

Østenbyelva

Østenbyelva ble undersøkt fra første stryket oppstrøms Rødenessjøen og opp til de stilleflytende delene nedstrøms Kallaktjern, en strekning på omtrent 500 m. Oppstrøms Kallaktjern ble bekken undersøkt ved Fv. 128 (Figur 4). Det er tidligere (2010) påvist edelkreps på St. 2 i forbindelse med overvåkningsprogrammet i Haldenvassdraget (Spikkeland 2010). Det ble imidlertid ikke funnet tegn til edelkreps på noen av de 6 stasjonene i 2017, til tross for at forholdene for å påvise arten var svært gode. Alt tyder derfor på at krepsebestanden i elva er utryddet, sannsynligvis pga. krepsepest. Dette har trolig skjedd høsten 2014, da det var krepsepest i Rødenessjøen og smittenivået derfor var svært høyt.

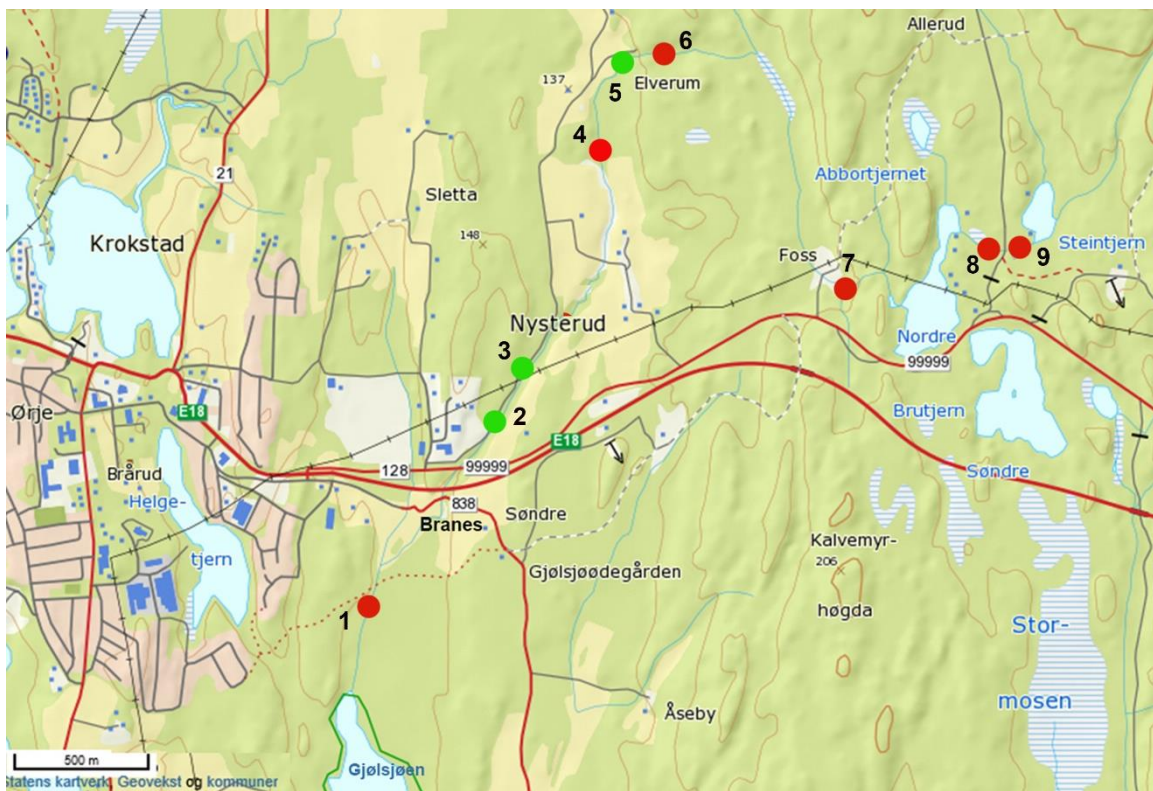


Figur 4. Stasjoner i Østenbyelva hvor forekomst av edelkreps ble undersøkt i 2017. Edelkreps ble ikke påvist.

Braneselva

I Braneselva ble edelkreps påvist høsten 2012 i forbindelse med overvåkningsprogrammet i Haldenvassdraget (Spikkeland 2013a). Vassdraget ble i 2017 undersøkt for kreps fra første stryk oppstrøms Gjølssjøen til strykene nedstrøms Steintjern, en lengde på ca. 4,5 km (Figur 5). Edelkreps ble påvist fra St. 2 ved E18 og opp til Elverum (St. 5), et elvestykke på snau 2 km. Det ble imidlertid bare funnet ett ind. ved Elverum, og i strykene sør for Elverum (St. 4) ble ikke kreps påvist i hele tatt, noe som betyr at bestanden i denne delen av elva er svært tynn. Det ble heller ikke funnet tegn til kreps sør for E18 (St. 1). Det har imidlertid tidligere (1960-70 tallet) vært mye kreps i elva helt ned til Gjølssjøen, og det fantes også kreps øst for Elverum (St. 6), men bestanden har gradvis gått tilbake siden den gangen (Jan G. Andersen og Aud Teigland pers. medd.). Årsaken til tilbakegangen tilskrives predasjon fra mink (Jan G. Andersen pers. medd.), men avrenning fra jordbruk kan også være en mulig årsak i elvas nedre del. En kan heller ikke se bort fra at forsurening kan ha spilt en rolle, selv om det ikke virker så sannsynlig ut fra dagens vannkvalitet i vassdraget.

Det har inntil nylig også vært kreps i Steintjern, men hogst i nedbørfeltet og kjøring med hogstmaskiner på telefri skogsmark medførte kraftig tilslamming av bekken ned til Steintjern, og ga ørretbestanden her en knekk (Jan G. Andersen pers. medd.). Dette kan også ha rammet krepsebestanden. Det ble i 2017 ikke funnet noen tegn til kreps i bekken nedstrøms Steintjern (St. 8 og 9), til tross for gode forhold for undersøkelser. En kan imidlertid ikke utelukke at det fortsatt kan være edelkreps i selve tjernet.



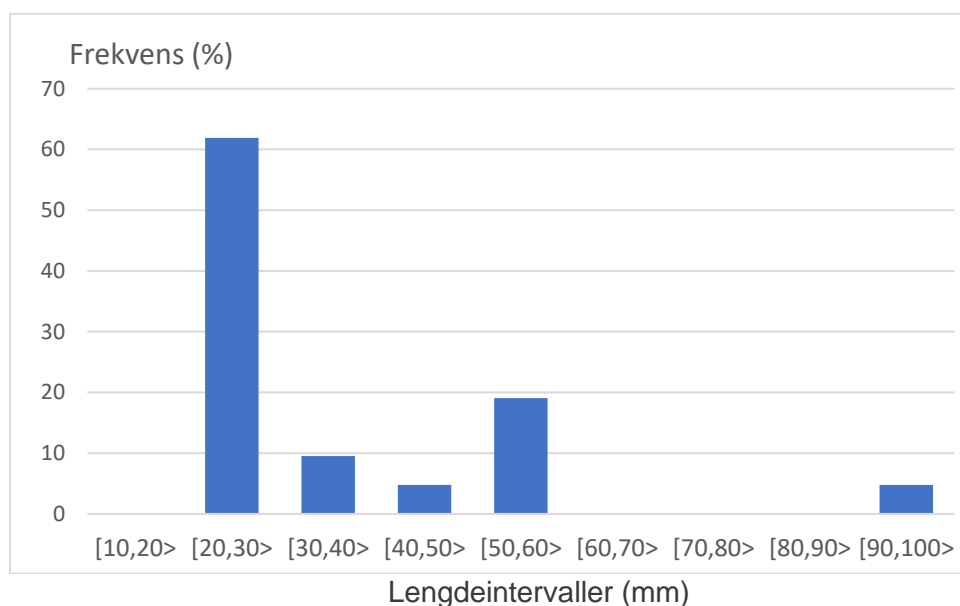
Figur 5. Stasjoner i Braneselva hvor forekomst av edelkreps er undersøkt. Grønne sirkler angir funn av edelkreps.

I Tabell 3 er registrert forekomst og tetthet til edelkreps i Braneselva framstilt. Flest individer ble registrert på St. 2. Her var det ideelle forhold for undersøkelse og mange gode skjulesteder. På stasjon 5 (Elverum) ble et ekstra stort areal undersøkt (20 m²) uten at det ble funnet mer enn ett individ. Dette var for øvrig 30 mm langt (Vedlegg 2), slik at det må ha vært reproduksjon i området i det siste. Tettheten av kreps på St. 2 er noe høyere enn den tettheten som ble registrert på de beste stedene i Taraldrudelva, men dette kan ha sammenheng med utformingen av elvebunnen og forekomst av skjulesteder. Sammenlignet med registrerte tettheter i f.eks. Akerselva i Oslo (Saltveit m.fl. 2012), er tettheten på de beste stedene i Taraldrudelva og Braneselva vesentlig høyere.

Tabell 3. Forekomst og tetthet til edelkreps på de forskjellige stasjonene i Braneselva

Stasjon	Areal (m ²)	Antall	Tetthet (ind./100 m ²)
1	5	0	0
2	10	16	160
3	8	4	50
4	10	0	0
5	20	1	5
6	10	0	0
7	5	0	0
8	4	0	0
9	4	0	0

Figur 5 viser størrelsesfordelingen hos innfanget edelkreps i Braneselva. Det var en klar overvekt av små individer i elva, og kreps i størrelsesorden 20-30 mm utgjorde vel 60 % av alle registrert individer. Det ble bare funnet ett ind. over minstemålet på 95 mm (Vedlegg 2). Dette tyder på at rekrutteringen i krepsebestanden er god. Mangel på store individer kan også antyde at bestanden er etablert de siste åra, men en kjenner ikke til at det har vært utsetting av edelkreps i elva.



Figur 5. Lengdefordeling (%) til registrert edelkreps i Braneselva (n=21)

På grunn av veiarbeid i forbindelse med ny E18 fra Ørje til riksgrensen, er det foretatt store inngrep i naturen øst for Ørje. Dette har medført økende partikkelmengde og tilslamming av den delen av Braneselva som ligger sør for E18. Ved St. 1 virket elva tydelig mer forurenset enn lengre oppe, og hadde også en svak lukt av kloakk. Her ble det som nevnt ikke funnet edelkreps. Nord for E18 er imidlertid Braneselva i liten grad berørt av veiarbeidet. Det foreligger imidlertid planer om et større vindmølleprosjekt øst for Butjern, og dette vil kunne få negative effekter på krepsebestanden, da utbyggingen vil foregå innenfor nedbørfeltet til Braneselva.

Konklusjoner

Undersøkelsene har vist at det er god bestand av edelkreps i de midtre delene av både Taraldrudelva og Braneselva. Begge disse bestandene er forholdsvis godt beskyttet mot smitte av krepsepest, da de er lokalisert i god avstand fra det smitteførende hovedvassdraget, med mange stryk og fosser imellom. Det er imidlertid svært viktig at alle forholdsregler tas for å unngå å spre krepsepest til de områdene der edelkrepsen lever.

Årsakene til at krepseforekomstene er begrenset til de midtre delene av de to elvene er ikke klarlagt. Det er sannsynlig at forurensning fra jordbruket og/eller krepsepest kan være av betydning i de nedre delene. Forsuring er en sannsynlig årsak til at krepsen forsvant i de øvre delene av Taraldrudelva, mens predasjon fra mink nevnes som mulig forklaring på hvorfor edelkreps ikke lenger finnes i de øvre delene av Braneselva.

Det ble ikke registrert edelkreps i Østenbyelva, hvor denne arten ble påvist i 2010. Krepsepest er en sannsynlig årsak til at bestanden er borte, da den hadde nær kontakt med Rødenessjøen, som ble rammet av krepsepest i 2014.

Litteratur

Appelberg, M. & Odelström, T. 1990. Kräfter i sura och kalkade vatten. Information fra Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm 4: 1-25.

Aurskog-Høland kommune 2011. Forvaltningsplan for Edelkreps (*Astacus astacus*). Planperioden 2000-2010. 1. utgave. 49 s.

Direktoratsgruppa 2013. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifikasjonssystem for kystvann, grunnvann og elver. Veileder 02:2013. 263 s.

The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2017-2. <www.iucnredlist.org>. Lastet ned 22 September 2017.

Johnsen, S.I. & Vrålstad, T. 2017. Edelkreps (*Astacus astacus*) - Naturfaglig utredning og forslag til samordning av overvåkingsprogrammene for edelkreps og krepsepest - NINA Rapport 1339. 39 s.

Saltveit, S.J., Brabrand, Å., Bremnes, T. og Pavels, H. 2012. Tilstand for bunndyr, fisk, edelkreps og elvemusling i Akerselva etter utslipp av hypokloritt. Naturhistorisk museum, Universitetet i Oslo, Rapport nr. 22, 43s + vedlegg.

Skurdal, J., Fjeld, E. & Taugbøl, T. 1985. Feltmetodikk ved studier av ferskvannskreps. Fauna 38 (3): 77-82.

Spikkeland, I. 2010. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Bunndyr i eutrofe bekker og elver. Status etter to undersøkelser høst 2008-vår 2010. Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 2/2010. 14 s + vedlegg.

- Spikkeland, I. 2013a. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Bunndyr i bekker og elver høst 2012vår 2013. Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 1/2013. 8 s + vedlegg.
- Spikkeland, I. 2013b. Naturmangfold ved Butjern i Marker. Vurdering av effekter og nødvendige tiltak ved sprengning og uttak av steinmasser ved Butjern fjelltak. Upublisert rapport. 15 s.
- Spikkeland, I. 2015a. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Bunndyr i bekker og elver høsten 2014. Oppsummering av bunndyrundersøkelsene 2008-2014. Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 1/2015. 69 s + vedlegg.
- Spikkeland, I. 2015b. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Bunndyr i bekker og elver høsten 2015. Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 3/2015. 8 s + vedlegg.
- Spikkeland, I. 2016. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Bunndyr i bekker og elver høsten 2016. Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 2/2016. 8 s + vedlegg.
- Spikkeland, I. 2017. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Mulige forsureffekter på bunndyr i fem bekker og elver i Marker og Aremark høsten 2016 og våren 2017. Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 1/2017. 10 s. + vedlegg.
- Taugbøl, T., Skurdal, J., Fjeld, E. & Hessen, D.O. 1987. Edelkreps. Fauna 40 (2): 48-55.

VEDLEGG

Vedlegg 1. Størrelsesfordeling hos innfanget edelkreps på ulike stasjoner i Taraldrudelva.

Stasjon	Lengde (mm)	Gjennomsnitt (mm)
4	60	64
	68	
	75	
5	15	45
	18	
	24	
	38	
	40	
	41	
	44	
	57	
	64	
	68	
	84	
6	17	40
	25	
	28	
	30	
	36	
	42	
	44	
	45	
	56	
	76	

Vedlegg 2. Størrelsesfordeling hos innfanget edelkreps på ulike stasjoner i Braneseelva

Stasjon	Lengde (mm)	Gjennomsnitt (mm)
2	20	21
	20	
	21	
	21	
	21	
	22	
	22	
	22	
	22	
	22	
	23	
	39	
	46	
	52	
	55	
58		
98		
3	21	31
	22	
	26	
	56	
5	30	30

Tidligere utgitte rapporter - Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum

1. Spikkeland, I. 2009. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget høst/vår 2008/2009. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 1/2009.* 6 s. + vedlegg.
2. Spikkeland, I. 2010. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Bunndyr i eutrofe bekker og elver høst 2009. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 1/2010.* 8 s. + vedlegg.
3. Spikkeland, I. 2010. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Bunndyr i eutrofe bekker og elver. Status etter to undersøkelser høst 2008-vår 2010. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 2/2010.* 15 s. + vedlegg.
4. Spikkeland, I. 2011. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Bunndyr i eutrofe bekker og elver høst 2010. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 1/2011.* 8 s. + vedlegg.
5. Spikkeland, I. 2011. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Vannplanter og eutrofiering. Hemnessjøen, Rødenessjøen og Femsjøen 2011. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 2/2011.* 7s.
6. Spikkeland, I. 2012. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Bunndyr i eutrofe bekker og elver 2008-2011. Status etter to undersøkelser. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 1/2012.* 16 s. + vedlegg.
7. Spikkeland, I., Kinsten, B. & Kjellberg, G. 2012. Istidskrepss på Jæren. Undersøkelse av innsjøene Bråsteinvatnet, Stokkalandsvatnet, Frøylandsvatnet og Orrevatnet september 2012. *Østfoldmuseenes, Avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum 2/2012.* 12 s.
8. Spikkeland, I. 2012. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Vannplanter og eutrofiering. Bjørkelangen, Øymarksjøen og Aremarksjøen 2012. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 3/2012.* 12 s.
9. Spikkeland, I. 2013. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Bunndyr i eutrofe elver og bekker høst 2012/vår 2013. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 1/2013.* 8 s. + vedlegg.
10. Spikkeland, I. 2013. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Istidskrepss i Rødenessjøen. En kartlegging av bestanden. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 2/2013.* 10 s. + vedlegg.
11. Spikkeland, I. 2013. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Bunndyr i eutrofe elver og bekker høst 2013. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 3/2013.* 7 s. + vedlegg.
12. Spikkeland, I. 2014. Biologisk mangfold i Haldenvassdraget. Om planter og dyr knyttet til vann i vassdragets nedbørfelt. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 1/2014.* 40 s. + vedlegg.
13. Spikkeland, I. 2015a. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Bunndyr i eutrofe elver og bekker høst 2014. Oppsummering av bunndyrundersøkelsene 2008-2014. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 1/2015.* 69 s. + vedlegg.
14. Spikkeland, I. 2015. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Istidskrepss i Hemnessjøen. En kartlegging av bestandene. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 2/2015.* 11 s. + vedlegg.
15. Spikkeland, I. 2015. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Bunndyr i eutrofe bekker og elver høst 2015. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 3/2015.* 8 s. + vedlegg.
16. Spikkeland, I. & Vaaler, J.P. 2016. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Istidskrepss i Femsjøen. En kartlegging av bestandene. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 1/2016.* 13 s. + vedlegg.
17. Spikkeland, I. 2016. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Bunndyr i eutrofe bekker og elver høst 2016. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 2/2016.* 8 s. + vedlegg.
18. Spikkeland, I. 2017. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Mulige forsureffekter på bunndyr i fem bekker og elver i Marker og Aremark høsten 2016 og våren 2017. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 1/2017.* 10 s. + vedlegg.

BIOLOGISK OVERVÅKNING AV HALDENVASSDRAGET

**BUNNDYR I EUTROFE BEKKER OG ELVER
HØST 2017
OPPSUMMERING AV OVERVÅKNINGEN
2008-2017**

Ingvar Spikkeland



ØSTFOLD  MUSEENE

Avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum

Ørje

Rapport 4/2017

Forord

I forbindelse med overvåkingen av miljøtilstanden i Haldenvassdraget, blir bunndyrfaunaen i et stort antall bekker og elver undersøkt regelmessig. Overvåkningsprogrammet omfatter nå 44 bekker/elver. Av disse er 34 lokalisert i kommunene Aurskog-Høland, Marker og Aremark. Her er det med et par unntak gjennomført fire undersøkelser i perioden 2008-2017. De andre 10 lokalitetene ligger i Halden, hvor bunndyrundersøkelser ble gjennomført i 2008/2009 og 2012.

Denne rapporten presenterer resultatene fra årets undersøkelser i 17 bekker/elver, og oppsummerer dessuten resultatene fra bunndyrovervåkingen i hele perioden 2008-2017.

Oppdragsgiver for prosjektet har vært Haldenvassdraget Vannområde v/ prosjektleder Finn Grimrud. Vi takker for godt samarbeid i hele perioden 2008-2017.

Ørje, 8.12.2017
Ingvar Spikkeland

Forsidebildet er fra Kirkebekken i Halden (Foto: Ingvar Spikkeland).

INNHOOLD

SAMMENDRAG	4
1. INNLEDNING	5
2. MATERIALE OG METODER	6
3. RESULTATER OG DISKUSJON	8
3.1. Vannkjemi	8
3.2. Økologisk miljøtilstand	9
3.3. Artsdiversitet og artsforekomst i 2017	11
3.4. Oppsummering av bunndyrundersøkelsene i perioden 2008-2017	12
3.4.1. Gjennomsnittlig ASPT-indeks i de enkelte kommuner	12
3.4.2. Endringer i miljøtilstand i de enkelte lokaliteter i perioden 2008-2017	15
4. LITTERATUR	19
5. VEDLEGG	20

Sammendrag

Det ble gjennomført bunndyrundersøkelser i totalt 17 bekker og elver i Aurskog-Høland, Marker, Aremark og Halden i oktober-november 2017, som et ledd i overvåkingen av vannkvaliteten i Haldenvassdraget (Tabell 1). Figur 1 angir hvor de enkelte bekkene/elvene er lokalisert, og Tabell 2 angir noen kjemiske parametere for hver av lokalitetene.

På grunnlag av de artene som ble påvist, er bunndyrindeksen ASPT beregnet for hver lokalitet (Figur 2). Seks av de 17 lokalitetene oppfyller kravene til god miljøtilstand, mens 7 har moderat og 4 lokaliteter dårlig tilstand. Tre av bekkene i kategorien moderat miljøtilstand ligger imidlertid i grenseområdet mot god tilstand (ASPT = 5,8-5,9). Ingen av lokalitetene har svært dårlig tilstand. Sju av lokalitetene fikk en høyere ASPT-indeks i 2017 enn i noen av de foregående undersøkelsene. Tre lokaliteter, Skreppestadbekken, Gorobekken og Nesbekken, fikk sitt dårligste resultat i 2017, men med unntak av Skreppestadbekken var forskjellene sammenlignet med tidligere små. De beste resultatene sammenlignet med tidligere målinger var i Unnebergbekken, Remmenbekken og Ystehedebekken i Halden.

Ser vi på gjennomsnittet i ASPT-indeks for de fire kommunene (Figur 3), er forbedringene i miljøtilstand størst i Halden. Aremark har hatt en nedadgående trend i de tre siste målingene, og har nå det dårligste gjennomsnittet. En viktig årsak til dette er trolig at rensetiltakene for spredt bebyggelse enda ikke er fullført der. De beste resultatene er i Aurskog-Høland, der gjennomsnittet for alle bekkene/elvene nå tilsvarer god miljøtilstand (ASPT = 6,0).

Etter at årets undersøkelser nå er avsluttet, er alle bunndyrlokalitetene i overvåkningsprogrammet for rennende vann i Aurskog-Høland, Marker og Aremark undersøkt 4 ganger. I Halden det er foretatt 3 undersøkelser i 5 av bekkene, mens Strupebekken er en nyetablert lokalitet. Dessuten er det i Halden 4 bekker som etter planen skal undersøkes for 3. gang neste år. Totalt omfatter overvåkningsprogrammet 44 lokaliteter. I Figurene 4-7 er resultatene for alle lokalitetene i perioden 2008-2017 vist kommunevis. Mens det i Halden med ett unntak har vært en bedring i miljøtilstand, har det i Aremark, med unntak av Sandbekken, vært en forverring. I Marker har halvparten av lokalitetene hatt en forbedring eller omtrent samme resultat som tidligere, og det samme gjelder 12 av 16 lokaliteter i Aurskog-Høland. Totalt sett er det en positiv trend når det gjelder miljøtilstanden i bekkene og elvene i Haldenvassdraget.

1. INNLEDNING

Dårlig vannkvalitet har i flere 10-år vært et i problem i store deler av Haldenvassdraget, og det har vært et stadig sterkere fokus på tiltak som kan redusere forurensningene. I forbindelse med gjennomføringen av Vanndirektivet/vannforskriften ble det høsten 2008 satt i gang et arbeid for å kartlegge miljøtilstanden i bekker og elver, som grunnlag for tiltaksovervåkning i vassdraget. Haldenvassdragets Kanalmuseum, nå en avdeling av Østfoldmuseene, ble engasjert av Vannområdet Haldenvassdraget for å gjennomføre bunndyrundersøkelser i Aurskog-Høland, Marker og Aremark, mens Halden hadde sitt eget opplegg. I perioden fra høsten 2008 til høsten 2011 ble bunndyrsamfunnet i til sammen 40 bekker og elver i Aurskog-Høland, Marker og Aremark undersøkt i to etterfølgende år/sesonger. Disse undersøkelsene er å betrakte som problemkartlegging, og gir et mål på lokalitetenes miljøtilstand før tiltak er satt i gang. Åtte av lokalitetene ble av forskjellige grunner tatt ut av undersøkelsesprogrammet etter første undersøkelse (se Spikkeland 2012), men en av dem (Bøenselva) er senere tatt med igjen. I tillegg er Søbybekken kommet med i programmet etter 2011, og har erstattet den tidligere stasjonen i Gjølshøbekken.

I årene 2012-2014 ble tredje runde med bekkeundersøkelser gjennomført i de tre nordligste kommunene i vassdraget, og en oppsummering av resultatene fra hele overvåkningsperioden er gitt i Spikkeland (2015). Fjerde runde ble startet opp høsten 2015 og avsluttet høsten 2017. I Halden har overvåkingen foregått etter et litt annet program, med første undersøkelse 2008/2009 og andre undersøkelse i 2012 (Stabell 2009, 2012). I 2017 er 6 av totalt 10 bekker i overvåkningsprogrammet i Halden blitt undersøkt. I tillegg til å redegjøre for årets resultater, oppsummerer denne rapporten også resultatene etter 10 år med overvåking av bunndyr i Haldenvassdraget.

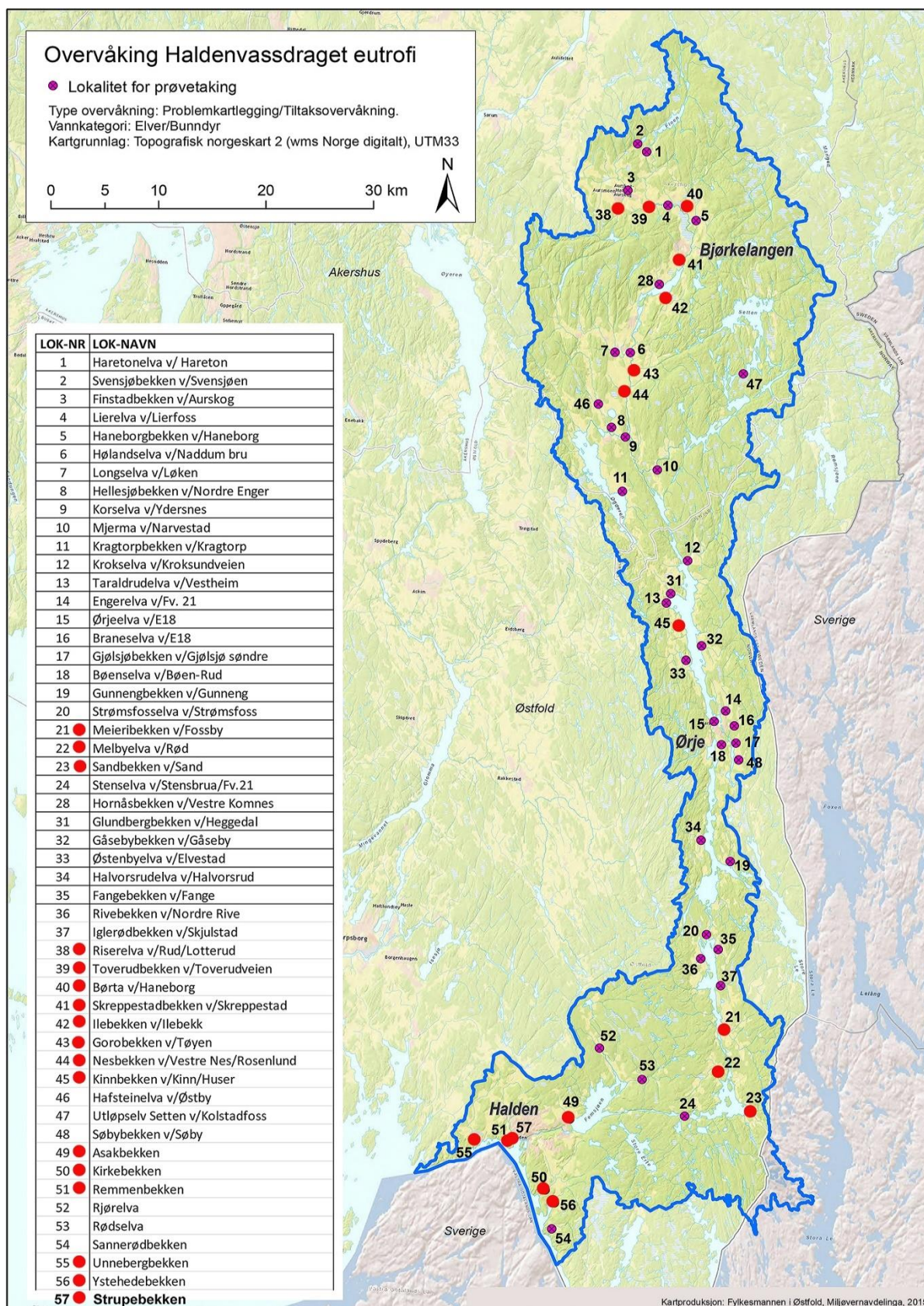
2. MATERIALE OG METODER

Tabell 1 gir en oversikt over lokalitetene som har vært med i tiltaksovervåkingen høsten 2017, mens Figur 1 viser den geografiske plasseringen til de enkelte lokalitetene.

Tabell 1. Bekker/elver hvor bunndyrundersøkelser ble gjennomført høsten 2017

Id.nr.	Bekk/elv	Stasjon	Kommune	Lokal UTM-sone 32V
21	Meieribekken	Fosby	Aremark	N6567764 - E653923
22	Melbyelva	Rød	Aremark	N6563750 - E653747
23	Sandbekken	Sand	Aremark	N6560204 - E657030
38	Riserelva	Rud/Lotterud	Aurskog-Høland	N6644367 - E637048
39	Toverudbekken	Fv. 170	Aurskog-Høland	N6644830 - E639774
40	Børta	Haneborg	Aurskog-Høland	N6645263 - E643399
41	Skreppestadbekken	Fv. 115	Aurskog-Høland	N6640008 - E643134
42	Ilebekken	Ilebekk	Aurskog-Høland	N6636394- E642225
43	Gorobekken	Tøyen	Aurskog-Høland	N6629250 - E640015
44	Nesbekken	Vestre Nes/Rosenlund	Aurskog-Høland	N6627246 - E638921
45	Kinnbekken	Kinn/Huser	Marker	N6605530 - E646241
49	Asakbekken	Asak gamle skole	Halden	N6558063 – E640255
50	Kirkebekken	Furuvarp	Halden	N6551150 – E638642
51	Remmenbekken	Odde bru	Halden	N6557286 – E634651
55	Unnebergbekken	Isebakke	Halden	N6554962 – E631721
56	Ystehedebekken	Snekketorp	Halden	N6550611 – E639850
57	Strupebekken	Odde bru	Halden	N6557269 – E634716

Metodene som er benyttet i undersøkelsen er beskrevet i Klassifiseringsveilederen, (Direktoratsgruppa 2013), og det henvises til denne for nærmere beskrivelse. I tillegg til innsamling av bunndyr ble også temperatur, spesifikk ledningsevne og pH målt. På laboratoriet ble kalsiuminnhold (mg/L) bestemt ved EDTA-titrering med HACK Digitaltitrator. Materialet er bestemt til art, med unntak av tovinger, vannmidd og vårfluegruppen Limnephilidae. På grunnlag av faunasammensetningen i de enkelte lokaliteter beregnes indeksen ASPT (Average Score per Taxon), ved at angitte toleranseverdier for de enkelte bunndyrfamilier på lokaliteten summeres og divideres på det totale antall familier. Denne indeksen varierer mellom 1 og 10, der høye verdier indikerer god miljøtilstand. ASPT-indeksen er basert på bunndyrsamfunnet i vintersesongen, og prøvene tas derfor i perioden oktober-april/mai. Som det framgår av tabell 2, ble prøvene i 2017 tatt i perioden 18. oktober - 4. november, da temperaturen i bekkene/elvene var mellom 2 og 7°C. Høsten 2017 var relativt fuktig, men vannføringen på prøvestasjonene var stort sett normal, slik at prøvetaking var enkel å gjennomføre. Oversikt over arter/taxa registrert i lokalitetene høsten 2017 er gitt i vedlegg 1.



Figur 1. Overvåkingsstasjoner for bunndyr i Haldenvassdraget. Stasjoner som er undersøkt høsten 2017 er avmerket med store røde sirkler. Det er planer om å utvide overvåkningen i Halden neste år med ytterligere tre bekker som ikke er avmerket på kartet.

3. RESULTATER OG DISKUSJON

3.1 Vannkjemi

Selv om kjemiske parametere ikke er benyttet som støtteparametere i vurdering av bekkenes/elvenes miljøtilstand, er likevel noen grunnleggende hydrografiske parametere angitt i Tabell 2. Spesielt kalsiuminnhold og pH er av interesse, da disse parameterne kan antyde om lokalitetene er utsatt for store svingninger i pH, noe som trolig utgjør en stressfaktor for bunndyra, og dermed vil kunne gi utslag på ASPT-indeksen.

Ledningsevnen gir en viss informasjon om næringsinnholdet i lokaliteten.

Meieribekken, Melbyelva, Riserelva og Kinnbekken har kalsiuminnhold under 4,0 mg/l. Ved tidligere målinger har dette også vært tilfelle for Børta og Gorobekken. Disse bekkene kan dermed betegnes som kalkfattige. Dette skyldes nok av de har en forholdsvis stor del av nedbørfeltet sitt i skogsmark. Det mangler kalsiummåling i Remmenbekken og Ystehedebekken, men relativt høy pH og ledningsevne tilsier at dette er middels kalkrike bekker. Vi ser at bekkene i Halden utmerker seg med høye verdier for ledningsevne og kalsiuminnhold (Id.nr. 50-57). Det samme gjelder Skreppestadbekken, Ilebekken og Nesbekken i Aurskog-Høland.

Tabell 2. Vannkjemiske parametere for de undersøkte lokalitetene i 2017. Kalkfattige lokaliteter er merket med svak blå farge.

Id.nr.	Bekk/elv	Dato	pH	Ledn.evne (mS/m)	Ca (mg/L)
21	Meieribekken	03.11.2017	6,3	6,8	2,4
22	Melbyelva	03.11.2017	6,4	8,2	3,5
23	Sandbekken	03.11.2017	6,5	10,0	4,5
38	Riserelva	04.11.2017	6,4	2,7	2,1
39	Toverudbekken	04.11.2017	6,6	6,0	4,9
40	Børta	04.11.2017	6,4	3,8	-
41	Skreppestadbekken	18.10.2017	6,5	10,2	10,3
42	Ilebekken	18.10.2017	6,5	10,6	9,5
43	Gorobekken	18.10.2017	6,7	7,5	-
44	Nesbekken	18.10.2017	6,8	19,5	25,0
45	Kinnbekken	20.10.2017	6,7	7,7	2,4
49	Asakbekken	03.11.2017	6,5	11,9	7,7
50	Kirkebekken	08.11.2017	7,3	33,6	13,4
51	Remmenbekken	03.11.2017	6,9	19,4	-
55	Unnebergbekken	08.11.2017	7,3	31,0	39,3
56	Ystehedebekken	08.11.2017	6,7	17,1	-
57	Strupebekken	03.11.2017	7,0	17,8	22,3

3.2 Økologisk miljøtilstand

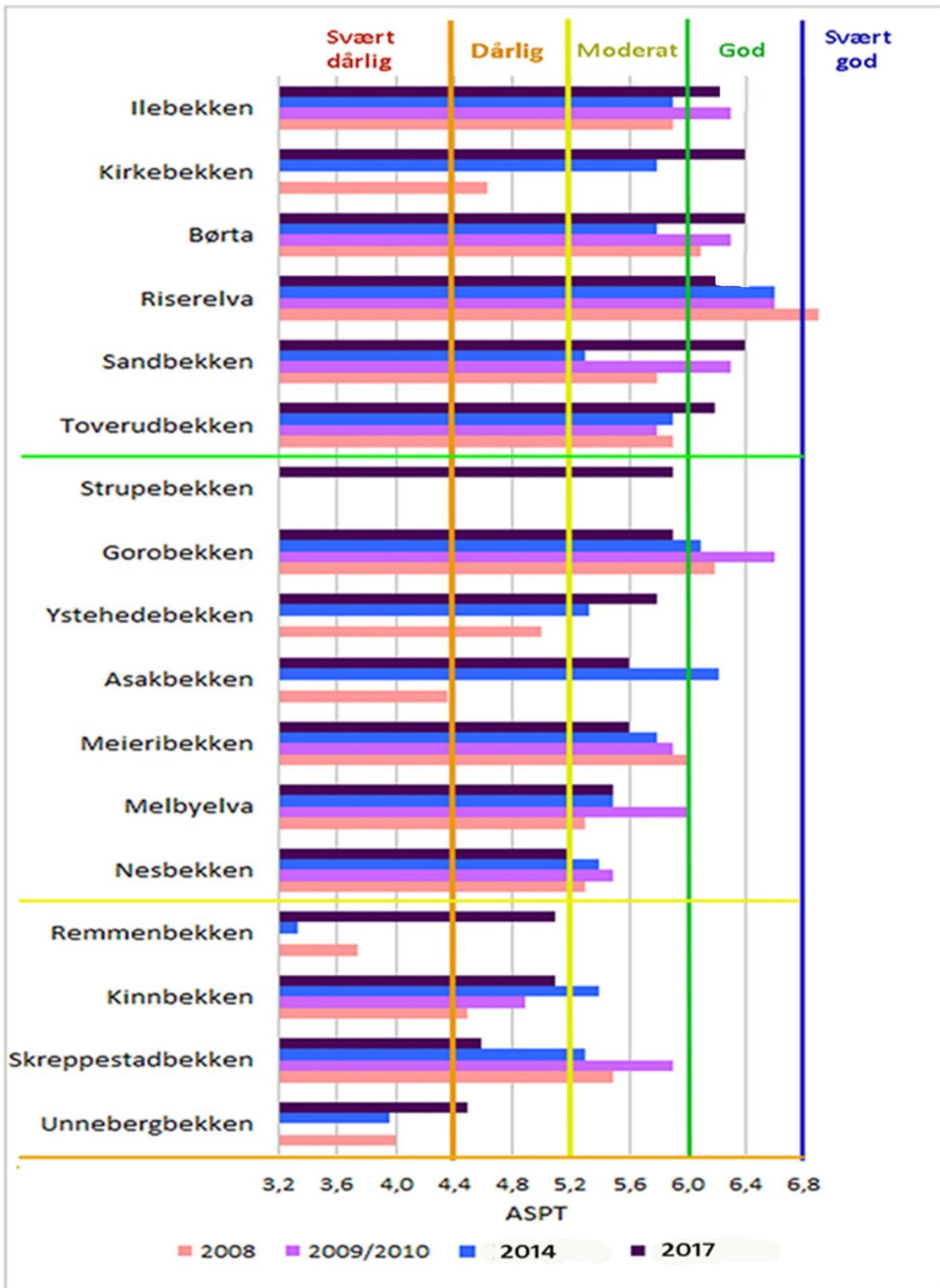
I Figur 2 er ASPT-indeksen for vintersesongen 2017 sammenlignet med indeksen for 2008, 2009/2010 og 2014 (Spikkeland 2012, 2015, Stabell 2009, 2012).

Ilebekken, Kirkebekken, Børta, Riserelva, Sandbekken og Toverudbekken har god miljøtilstand i 2017 basert på ASPT-indeksen. Remmenbekken, Kinnbekken, Skreppestadbekken og Unnebergbekken har dårlig tilstand, mens de resterende bekkene/elvene har moderat tilstand. En merker seg ellers at både Strupebekken, Gorobekken og Ystehedebekken har en ASPT-indeks på 5,8.- 5,9, dvs. helt på grensen til god tilstand. Når det gjelder Asakbekken, kan det nevnes at ved en undersøkelse i mai 2017 i forbindelse med et undervisningsopplegg ved Tistedalen skole, ble det registret en ASPT-verdi på 6,1, dvs. god miljøtilstand.

Vi ser at spesielt Unnebergbekken og Remmenbekken har en markert bedre tilstand i 2017 enn ved de to foregående undersøkelsene, da begge hadde svært dårlig tilstand. Men fortsatt er miljøtilstanden i disse bekkene dårlig, og fosformålingene her viser svært høye verdier både av totalt og løst fosfor (Greipsland 2017). Også Ystehedebekken, Toverudbekken, Sandbekken, Børta, Kirkebekken og Ilebekken har bedre miljøtilstand i 2017 enn ved forrige undersøkelse, mens Melbyelva har samme tilstand som sist. Det betyr at ca. halvparten av bekkene/elvene har fått forbedret miljøtilstand sammenlignet med sist undersøkelse. Noen av disse har sin høyeste ASPT-indeks i 2017, nemlig Ilebekken, Kirkebekken, Børta, Sandbekken, Ystehedebekken, Remmenbekken og Unnerudbekken.

Spesielt synes bekkene i Halden å ha fått en markert forbedring i miljøtilstanden. Bare Asakbekken har oppnådd lavere ASPT-indeks i 2017 enn ved tidligere undersøkelser. Det er imidlertid påfallende at flertallet av lokalitetene i Halden befinner seg i den nedre delen av ASPT-skalaen, sammen med Nesbekken og flertallet av bekkene i Aremark. Noen bekker viser en negativ trend mht. ASPT-indeks. Dette er tydeligst for Skreppestadbekken, og gjelder i mindre grad Meieribekken, Gorobekken og Riserelva.

Sett under ett viser resultatene fra 2017 en positiv trend. Høsten 2017 var imidlertid forholdsvis nedbørrik, mens både høsten 2014 og 2016 var tørr, med liten vannføring i bekkene. Erfaringsmessig påvirkes ASPT-indeksen negativt når det er liten vannføring i perioden når vintersamfunnet etablerer seg, mens mye nedbør og stor vannføring virker motsatt. Dette kan ha bidratt til den positive trenden i 2017. Denne forklaringen gjelder imidlertid ikke i samme grad bekkene i Halden, som sist ble undersøkt i 2012. Høsten 2012 var svært nedbørrik, og ASPT-indeksene har dermed blitt positivt påvirket begge de to siste undersøkelsene.



Figur 2. Miljøtilstanden målt med ASPT-indeksen høsten 2017 sammenlignet med de foregående undersøkelsene. Bekkene i Halden er bare undersøkt tre ganger, hvorav andre gang i 2012, ikke som figuren antyder i 2014. Strupebekken er ikke undersøkt tidligere.

3.3 Artsdiversitet og artsforekomst i 2017

Tabell 3 angir ASPT-indeks, antall arter/taxa, EPT-indeks (antall arter av døgnfluer, steinfluer og vårfluer) og Shannon-Wieners diversitetsindeks (grunntall 2 er benyttet) for lokalitetene som ble undersøkt i 2017. Den er sortert etter synkende ASPT-indeks.

Det er godt samsvar mellom ASPT-indeksen (miljøtilstanden), og de andre indeksene, som er ulike mål på artsdiversiteten i lokalitetene. De bekkene som scorer høyt på ASPT-indeks har også mange arter, ikke minst innen EPT-gruppene, og de har vanligvis høy diversitetsindeks. Lokalteter i vårt område som har få arter, er nesten alltid små bekker, og det kan virke som om ASPT-indeksen fungerer noe dårligere i slike lokaliteter, ved at den gjerne blir lav. Det vil trolig være krevende å få de minste bekkene i overvåkningsprogrammet opp på et høyt nivå mht. ASPT-indeks, selv om vannkvaliteten er tilfredsstillende.

Regner vi gjennomsnittet av diversitetsindeksene i Tabell 3 (ikke ASPT), kommer lokalitetene fra Aurskog-Høland, med unntak av Nesbekken og Skreppestadbekken, ut med det høyeste snittet, etterfulgt av Kirkebekken og Strupebekken. Riserelva og Børta er i en klasse for seg, noe som ikke er overraskende siden dette er elver med liten grad av forurensning og en pH som tilfredsstillende de fleste arters krav. Flertallet av bekkene i Halden ligger i den nederste halvpart av skalaen. Men lavest diversitet er det i Skreppestadbekken, som er en liten jordbruksbekk. Deretter følger Unnebergbekken, Asakbekken og Nesbekken.

Tabell 3. Viktige økologiske parametere for de undersøkte bekkene/elve i Haldenvassdraget høsten 2016. Tabellen er sortert etter ASPT-indeks.

Id.nr.	Bekk/elv	ASPT	Antall taxa	EPT-indeks	Shannon-Wiener
23	Sandbekken	6,4	27	12	3,4
40	Børta	6,4	34	17	3,7
50	Kirkebekken	6,4	27	13	3,6
42	Ihlebekken	6,2	28	14	4,2
38	Riserelva	6,2	33	18	4,1
39	Toverudbekken	6,2	26	14	3,9
43	Gorobekken	5,9	28	15	3,9
57	Strupebekken	5,9	27	13	3,2
56	Ystehedebekken	5,8	18	8	3,0
21	Meieribekken	5,6	26	11	4,0
49	Asakbekken	5,6	16	8	3,3
22	Melbyelva	5,5	26	12	3,7
44	Nesbekken	5,2	17	8	2,9
45	Kinnbekken	5,1	20	8	3,2
51	Remmenbekken	5,1	26	8	3,3
41	Skreppestadbekken	4,6	15	4	1,9
55	Unnebergbekken	4,5	17	7	3,0

Blant bekkene i Halden har Kirkebekken, Remmenbekken og Strupebekken relativt mange arter, selv om Remmenbekken scorer lavt på ASPT og EPT-indeksen.

Kirkebekken og den nærliggende Ystehedebekken er for øvrig gytebekker for sjørret, og i Ystehedebekken ble det funnet en del ørretrogn i bunnmaterialet. Totalt sett utmerker Kirkebekken seg blant Haldenbekkene med god miljøtilstand og stort artsmangfold, samtidig som den er svært næringsrik. Slik sett ligner den på enkelte av lokalitetene øverst i vassdraget, f.eks. Finstadbekken i Aurskog.

Årets undersøkelse påviste en ny muslingart, *Pisidium personatum*, i Haldenvassdraget. Dette er en ertemusling med spredte forekomster i Norge, med flest funn på Østlandet (Økland & Kuiper 1990). Arten finnes mest vanlig i kilder, grøfter og fuktområder påvirket av grunnvann, men den forekommer også på bunnen av dype innsjøer (Kuiper mfl. 1989, Zettler & Glöer 2006), hvor en også kan finne andre kildearter. Arten ble funnet i Ilebekken i Aurskog-Høland. Dette er en forholdsvis stilleflytende bekk i jordbrukslandskapet, og har visse likheter med en stor grøft. Det ble bare funnet ett individ.

I Sandbekken i Aremark ble det påvist flere individer av en ertemuslingart som stemmer godt med beskrivelsen av *Pisidium globulare* (Glöer 2015). Et tilsvarende individ ble funnet i Riserelva i 2014 (Spikkeland 2015). Et typisk kjennetegn skal være stor tetthet av porer i skallet. Dette kjennetegnet kan likevel vise seg å være lite holdbart, og kan være en tilpasning til oksygenfattige forhold (Zettler & Glöer 2006). Arten oppgis å leve i skogsdammer og næringsrike sumpområder, noe som stemmer dårlig med funnstedene i Haldenvassdraget. Arten er heller ikke publisert fra Norge, men har sine nærmeste kjente forekomster i Sverige og Tyskland. Det er derfor mest sannsynlig at individene både fra Sandbekken og Riserelva ikke er *P. globulare*, men heller en litt avvikende form av den vanlige arten *Pisidium casertanum*, som i likhet med *P. globulare* er blant de største ertemuslingene hos oss.

3.4 Oppsummering av bunndyrundersøkelsene i perioden 2008-2017

I løpet av perioden 2008-2017 er det i Aurskog-Høland, Marker og Aremark gjennomført fire runder med undersøkelser av bunndyr i bekker og elver, i 2008, 2009/2010, 2012-2014 og 2015-2017. Det er derfor av interesse å se på utviklingen av miljøtilstanden i alle lokaliteter, og ikke bare de som ble undersøkt i 2017. Når det gjelder Halden, er det tidligere gjennomført to hele runder med undersøkelser, og 5 av 10 lokaliteter er i løpet av 2017 undersøkt for 3. gang, mens en lokalitet (Strupebekken), er ny av året.

3.4.1. Gjennomsnittlig ASPT-indeks i de enkelte kommuner

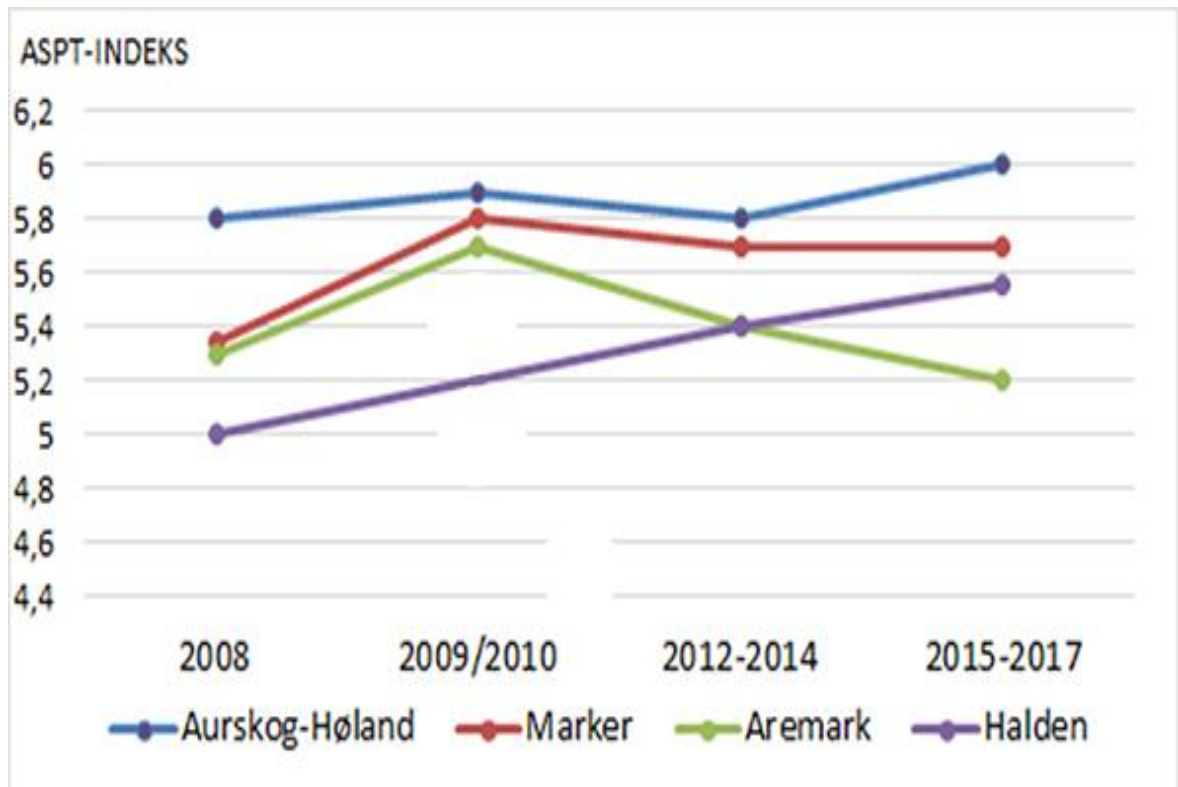
I figur 3 er gjennomsnittet for ASPT-indeksen i hver runde av overvåkingen vist for hver av de fire kommunene. De beste resultatene har lokalitetene i Aurskog-Høland, hvor ASPT-gjennomsnittet for alle bekkene og elvene nå er kommet opp i 6,0, dvs. god tilstand.

Når det gjelder endringer i ASPT-gjennomsnittet, har den beste utviklingen vært i Halden. Men selv om værmessige forhold som nevnt ovenfor kan ha påvirket ASPT-indeksen positivt både i 2012 og 2017, har det likevel vært en klar forbedring i løpet av de siste fem åra. Dette bør i hvert fall delvis kunne tilskrives de miljøtiltakene som er gjennomført. Likevel er det mye som gjenstår før flertallet av lokalitetene her god tilstand.

I Aremark derimot har utviklingen vært tilsvarende negativ. Dette kan trolig delvis ha sammenheng med at rensetiltakene av kloakk fra spredt bebyggelse enda ikke er satt

i verk fullt ut. Likevel skulle en ikke ha forventet en negativ utvikling, men heller en mer stabil situasjon. Kanskje kan noe av forklaringen ha sammenheng med at noen av prøvene er tatt i de årene da det var lite høstnedbør.

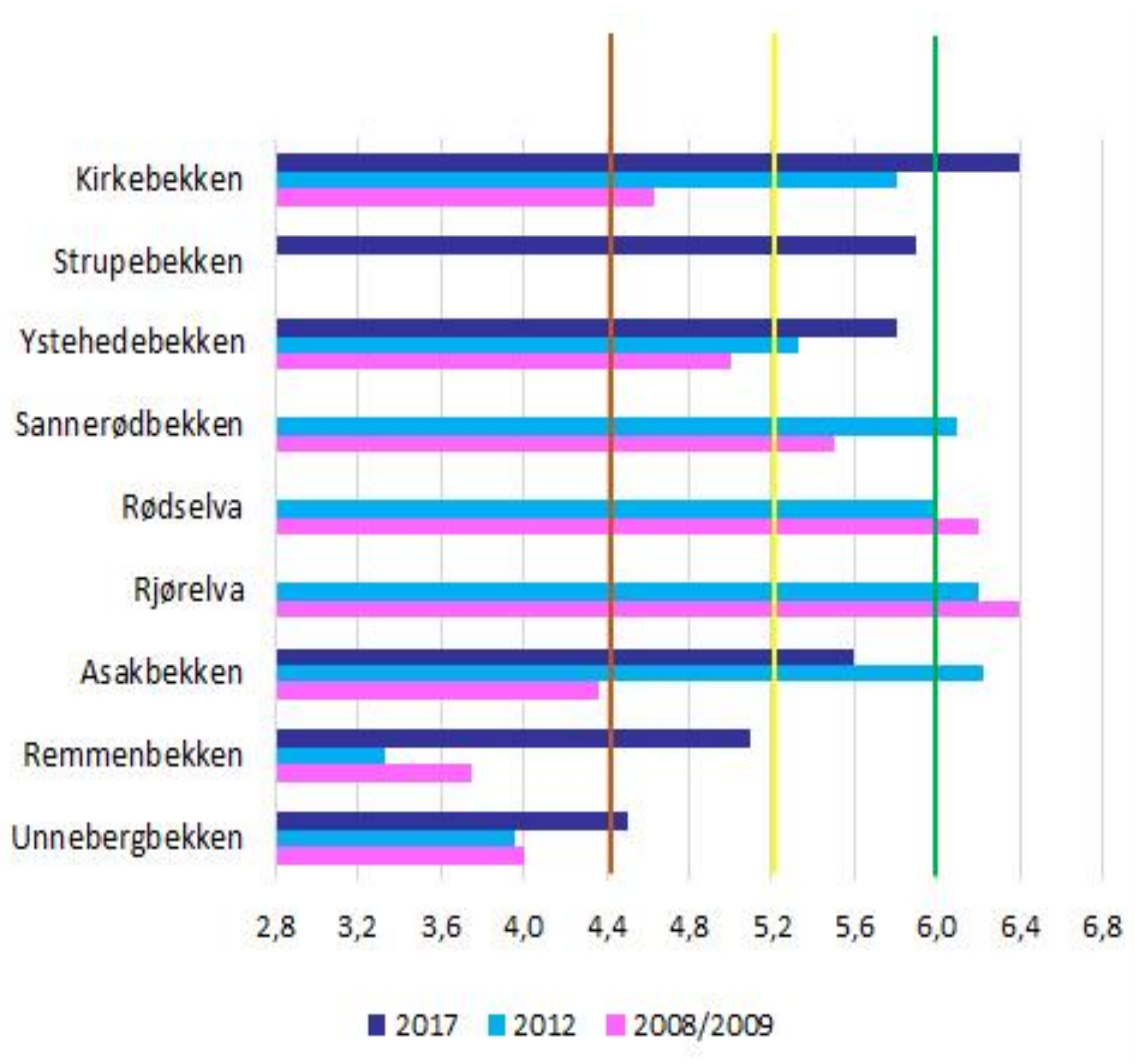
I Marker har ASPT-gjennomsnittet vært nesten stabilt i hele perioden fra 2009/2010 til 2017. Halvparten av Marker-lokalitetene ble imidlertid undersøkt høsten 2016, da vannføringen i bekkene var svært liten, og dette har etter alt å dømme bidratt til å trekke ASPT-indeksen ned i 4. runde (2015-2017).



Figur 3. Endringer i gjennomsnittsverdien til ASPT-indeksen for lokalitetene i de fire kommunene i perioden 2008-2017. En gjør oppmerksom på at det bare er tatt tre runder med bunndyrundersøkelser i Halden.

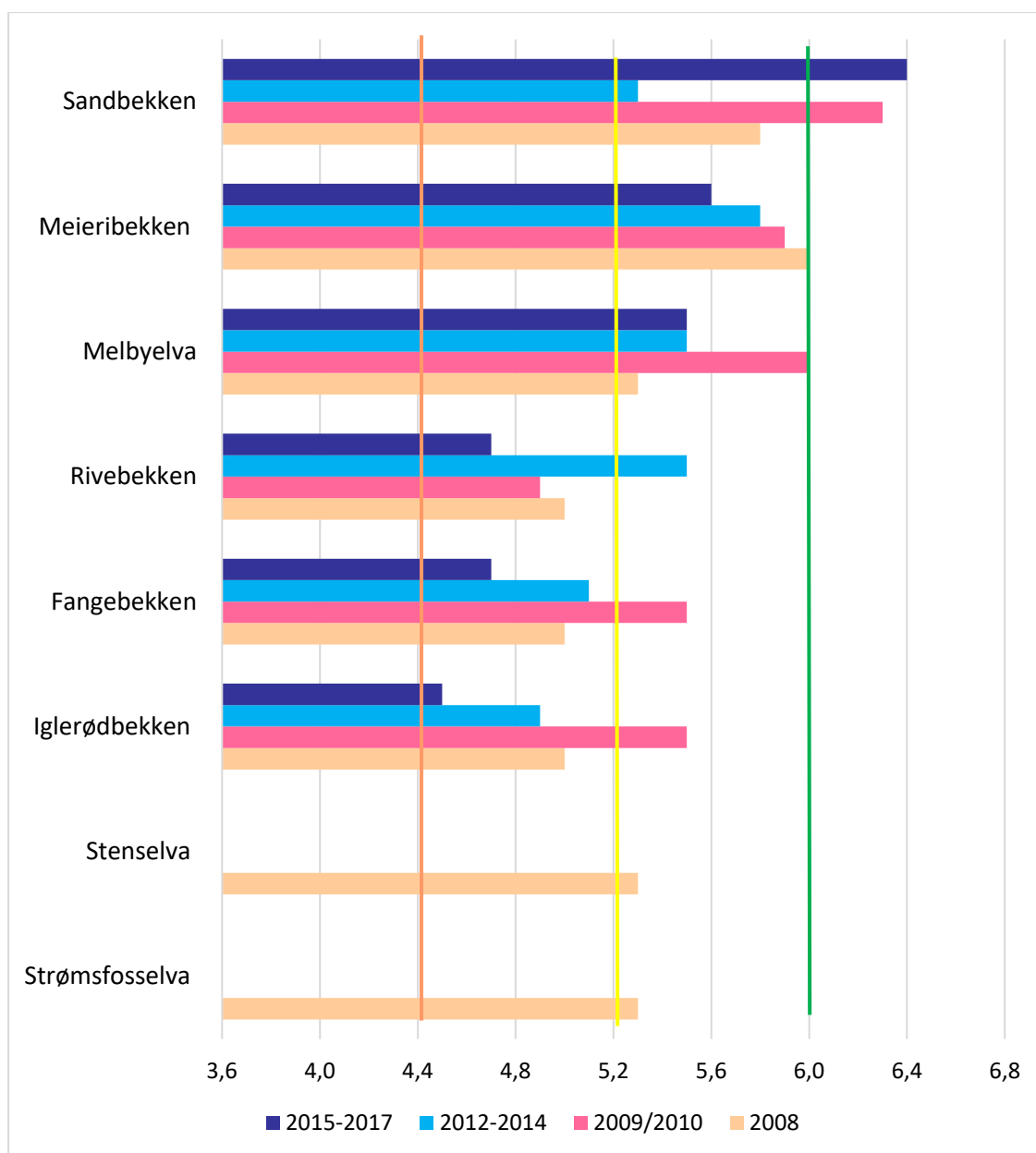
3.4.2. Endringer i miljøtilstand i de enkelte lokaliteter i perioden 2008-2017

Figurene 4-7 viser utviklingen av ASPT-indeksen i perioden 2008-2017 for alle bekkene i hver av de fire berørte kommunene. Når det gjelder kartkoordinater og vannkjemi for lokalitetene som ikke ble undersøkt i 2017, henvises til Spikkeland (2015).



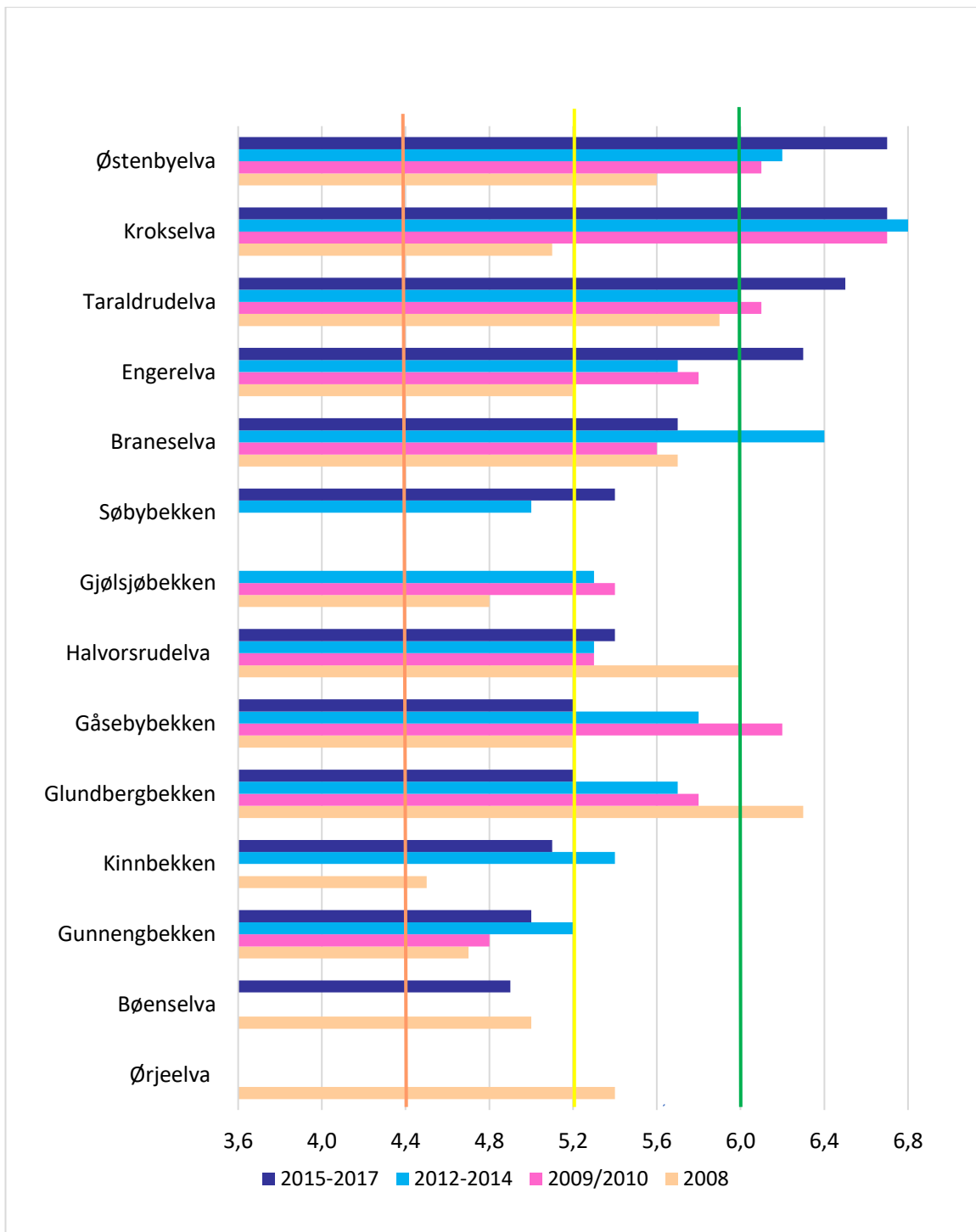
Figur 4. Endringer i ASPT-indeksen i bekker og elver i Halden i perioden 2008-2017.

Utviklingen i lokalitetene i Halden er kommentert ovenfor, og her henvises bare til Figur 4. Når det gjelder Aremark, var det bare Sandbekken som oppnådde god tilstand i 2017 (Figur 5). Denne bekken hadde også en vesentlig bedring i ASPT-indeksen i forhold til forrige undersøkelse i 2014, da det for øvrig ble registrert en del olje i bekken. Av de andre fem lokalitetene som nå er med i overvåkningsprogrammet i Aremark, var det bare Melbyelva som oppnådde samme miljøtilstand som ved forrige undersøkelse, mens de andre bekkene hadde en nedgang i ASPT-indeks.



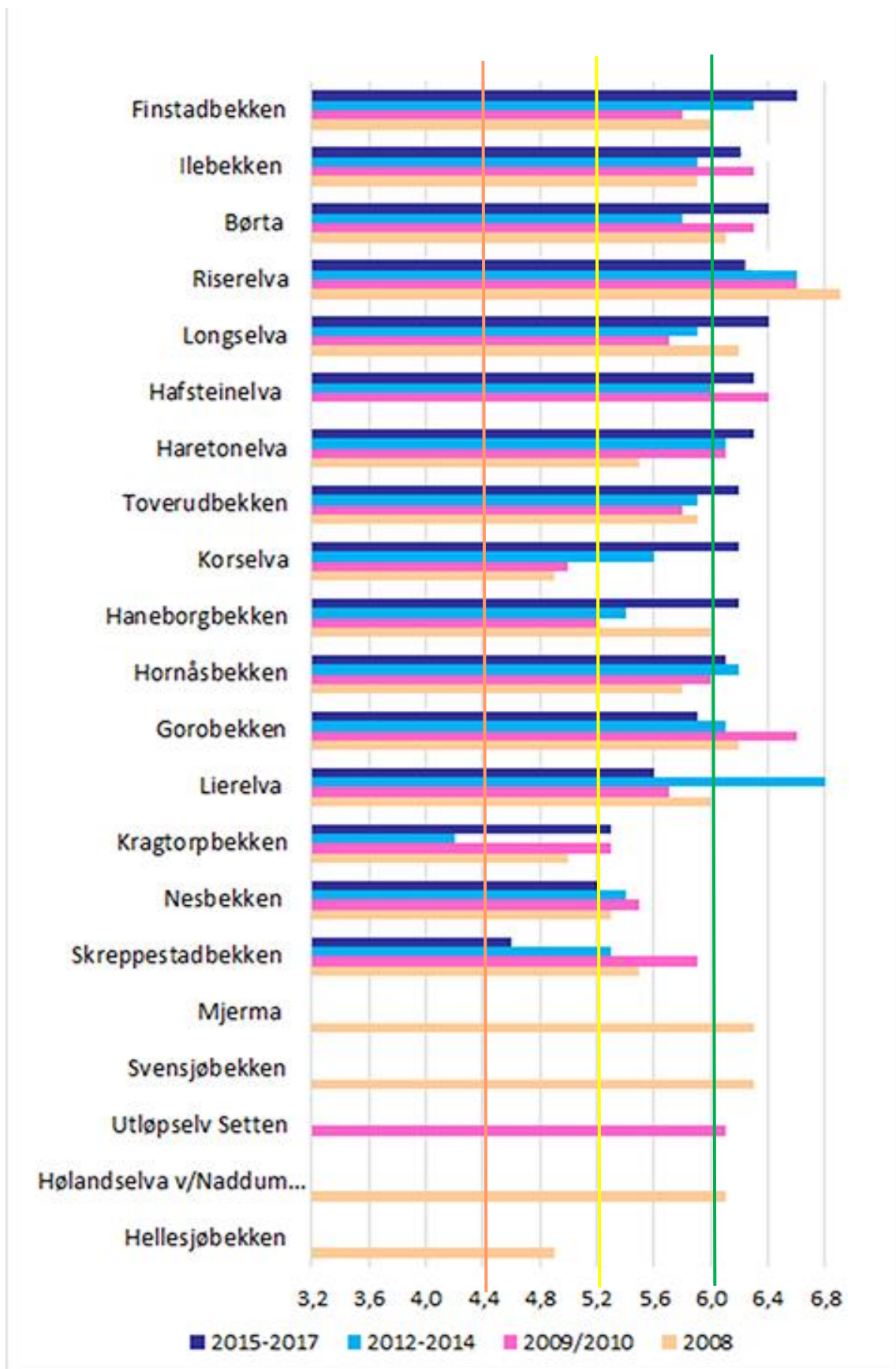
Figur 5. Endringer i ASPT-indeksen i bekker og elver i Aremark i perioden 2008-2017.

I Marker hadde 4 av de 12 bekkene/elvene som nå er med i overvåkningsprogrammet god tilstand ved siste undersøkelse (Figur 6). Fem av lokalitetene hadde moderat, mens de resterende tre lokalitetene hadde dårlig miljøtilstand. Seks av bekkene/elvene hadde bedring i miljøtilstanden eller fikk tilnærmet samme resultat som sist, mens de resterende 6 lokalitetene hadde dårligere resultat enn ved forrige undersøkelse. Men siden 7 av de 12 lokalitetene ble undersøkt den tørre høsten 2016 (se ovenfor), har dette høyst sannsynlig slått negativt ut på ASPT-verdiene i siste overvåkningsrunde for Markers vedkommende.



Figur 6. Endringer i ASPT-indeksen i bekker og elver i Marker i perioden 2008-2017.

De beste resultatene er oppnådd i Aurskog-Høland. Av de 16 bekkene/elvene som nå er med i overvåkningsprogrammet, hadde 11 god miljøtilstand ved siste undersøkelse, 4 hadde moderat og 1 bekk, Skreppestadbekken, hadde dårlig tilstand (Figur 7). Ti av lokalitetene hadde en positiv utvikling eller omtrent samme resultat som ved forrige undersøkelse, og noen av disse hadde en betydelig forbedring i miljøtilstanden. Det er å håpe at vi skal få se en tilsvarende utvikling i bekkene i de andre kommunene også, etter hvert som de ulike miljøtiltakene, ikke minst rensing av avløp fra spredt bebyggelse, får tid til å virke.



Figur 7. Endringer i ASPT-indeksen i bekker og elver i Aurskog-Høland i perioden 2008-2017.

4. LITTERATUR

- Direktoratsgruppa 2013. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifikasjonssystem for kystvann, grunnvann og elver. Veileder 02:2013 – revidert 2015. 230 s.
- Glöer, P. 2015. Süßwassermollusken: Ein Bestimmungsschlüssel für die Muscheln und Schnecken im Süßwasser der Bundesrepublik Deutschland. DJN. 135 s.
- Greipsland, I. 2017. Overvåking av vannkvalitet i Haldenvassdraget 2016/2017. NIMBIO-rapport 3/109/2017. 38 s. + vedlegg.
- Kuiper, J. G. J., Økland, K. A., Knudsen, J., Koli, L., von Proschwitz, T. & Valovirta, I. 1989: Geographical distribution of the small mussels (Sphaeriidae) in North Europe. (Denmark, Faroes, Finland, Iceland, Norway and Sweden). Ann. Zool. Fennici. 26:73–101.
- Spikkeland, I. 2012. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Bunndyr i eutrofe bekker og elver 2008-2011. Status etter to undersøkelser. Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 1/2012. 16 s. + vedlegg.
- Spikkeland, I. 2015. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Bunndyr i bekker og elver høsten 2014. Oppsummering av bunndyrundersøkelsene 2008-2014. Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 1/2015. 69 s + vedlegg.
- Stabell, T. 2009. Overvåkning av ferskvannsförekomster i Halden kommune 2008-2009. Rapport til Vannområdet 2008-2009. 20 s.
- Stabell, T. 2012. Overvåkning av elver og bekker i Halden kommune 2012. Rapport til Vannområdet 2012. 14 s.
- Økland, K.A. & Kuiper, J.G.J. 1990. Småmuslinger i norske vann og vassdrag – lokaliteter og miljøforhold. Laboratorium for ferskvannsfisk og innlandsfiske (LFI). 19 s + vedlegg.
- Zettler, M. L. & Glöer, P. 2006: Zur Ökologie und Morphologie der Sphaeriidae der Norddeutschen Tiefebene. - *Heldia* 6 (Sonderheft 8): 1-61, Taf. 1-18.

VEDLEGG

Vedlegg 1. Arter/taxa registrert i eutrofe elver/bekker i Haldenvassdraget høsten 2017.

	Art/taxa	Meieribekken	Meibeiva	Sandbekken	Riserelva	Toverudbekken	Børta	Skreppestadbekken	Ilebekken	Gorobekken	Nesbekken	Kinnbekken	Asakbekken	Kirkebekken	Remmenbekken	Unnebergbekken	Ystehedebekken	Strupebekken
	Lok nr.	21	22	23	38	39	40	41	42	43	44	45	49	50	51	55	56	57
GASTROPOFA	Snegl																	
	<i>Acroloxus lacustris</i> (Linnaeus)								1									
	<i>Gyraulus acronicus</i> (Ferussac)														3			
	<i>Ancylus fluviatilis</i> O.F.M.													4	6			1
BIVALVIA	Muslinger																	
Sphaeriidae	<i>Pisidium casertanum</i> (Poli)	1		2	40	1		5			1	2	2		10	5		
	<i>Pisidium hibernicum</i> (Sheppard)		1	2				3										
	<i>Pisidium personatum</i> Malm								1									
	<i>Pisidium subtruncatum</i> Malm							2	1	3		1			1			
	<i>Pisidium</i> spp.						1											
HIRUDINEA	Igler																	
Glossiphoniidae	<i>Helobdella stagnalis</i> (Linnaeus)				2		2										1	1
Erpobdellidae	<i>Erpobdella octoculata</i> (Linnaeus)						1											
OLIGOCHAETA	Fåbørstemark indet.	1	3	11	8	10	20	30	9	6	5	37	4	5	13	2	5	5
BRYOZOA	Mosdyr indet.	1																
Asellidae	<i>Asellus aquaticus</i> (Linnaeus)	4	5	52		7	4	8	8		3	14	6	2	14	6		
HYDRACARINA	Vannmidd indet.			4	4	3	7		2	1		2	7	10	4	1	1	3
EPHEMEROPTERA	Døgnfluer																	
Baëtidae	<i>Baetis rhodani</i> (Pictet)	2	33		5	6		1	1	1		2	2	34	24	28	1	27
	<i>Baetis niger</i> (L.)	5	1	2	51	14			5	9	9	7		19	3	1	21	54
	<i>Centroptilum luteolum</i> (Müller)								5	1	6		3		2			5
Heptagenidae	<i>Heptagenia fuscogrisea</i> (Retzius)						8		9									
	<i>Leptophlebia marginata</i> (Linnaeus)	1	6	1	1	1	4						10					4
	<i>Leptophlebia vespertina</i> (Linnaeus)						3		12		1	1						6
	<i>Leptophlebia</i> sp.				4					4	3				3			
Ephemerae	<i>Ephemera vulgata</i> Linnaeus						4											
PLECOPTERA	Steinfluer																	
Perlodidae	<i>Isoperla difformis</i> (Klapálek)	1			5		2		11	1				1				2
Cloroperlidae	<i>Siphonoperla burmeisteri</i> (Pictet)			2	2		1			1								
Taeniopterygidae	<i>Brachyptera risi</i> (Morton)		1	1		5							1	2				1
	<i>Taeniopteryx nebulosa</i> (Linnaeus)						1		2	1								
Nemouridae	<i>Amphinemura borealis</i> (Morton)				8		1							11				
	<i>Amphinemura</i> cf. <i>standfussi</i> (Ris)						1											
	<i>Nemoura cinerea</i> (Retzius)		12			14	17				2	15	3			6		3
	<i>Nemoura avicularis</i> Morton	16	5	5		1	3		8	3	3		1	3	1			4
	<i>Protenemura meyeri</i> (Pictet)	1			1									1				
Capnidae	<i>Capnia bifrons</i> (Newman)					10	2							4	1			11
	<i>Capnopsis schilleri</i> (Rostock)					9	15		5	16	1							1
Leuctridae	<i>Leuctra hippopus</i> Kempny	9		15		1	1		4					2				6
	<i>Leuctra hippopus/digitata</i>				12								34					

ODONATA	Øyestikkere																		
Calopterygidae	<i>Calopteryx virgo</i> (Linnaeus)					1													
Cordulegasteridae	<i>Cordulegaster boltoni</i> (Donovan)	1				1		1											
	Corixidae indet.																1		
COLEOPTERA	Biller																		
Dytiscidae				1													2	1	2
Gyrinidae	Indet.							3											
Elmidae	<i>Elmis aenea</i> (Müller)	3	4	3	5	3				18							2		4
	<i>Oulimnius tuberculatus</i> (Müller)	2				3		11			6	1							1
	<i>Limnius volckmari</i> (Panzer)	3	6															4	
Scirtidae	<i>Elodes</i> sp.											1					1		1
Hydraenidae	<i>Hydraena riparia</i> Kugelmann																		
	<i>Hydraena</i> spp.	8	5	13	7	14	2		6	3	1	26	16	16	4			7	12
MEGALOPTERA	Mudderfluer																		
	<i>Sialis fuliginosa</i> Pictet	1	1	1	3			1	1	1	3								
	<i>Sialis lutaria</i> (Linnaeus)							1											
TRICHOPTERA	Vårfluer				2	1													
Rhyacophilidae	<i>Rhyacophila fasciata</i> Hagen	8	3	1	5	4		3	3			4	5	1					4
	<i>Rhyacophila nubila</i> (Zetterstedt)											1							
Hydroptilidae	<i>Ithytrichia lamellaris</i> Eaton					6									1				
Psychomyiidae	<i>Lype phaeopa</i> (Stephens)								1	2									
	<i>Psychomyia pusilla</i> (Fabricius)																	2	
Polycentropodidae	Polycentropodidae indet.										4								
	<i>Plectroemia conspersa</i> (Curtis)	2	5	1	1	1					3	1	3					3	1
	<i>Polycentropus flavomaculatus</i> (Pictet)	6	2			11		6			7				2				
	<i>Polycentropus irroratus</i> (Curtis)					1		1											
Hydropsychidae	<i>Hydropsyche augustipennis</i> (Curtis)			6				4		2								5	4
	<i>Hydropsyche pellucidula</i> (Curtis)	6	1			5					1								
Lepidostomatidae	<i>Lepidostoma hirtum</i> (Fabricius)					5													
Limnephilidae	Limnephilidae indet.				7	1	6	8	4	3	1		1				4	3	1
Goeridae	<i>Silo pallipes</i> (Fabricius)				1										2				
Beraeidae	<i>Beraeodes minutus</i> (Linnaeus)				2		5				1						2		2
Sericostomatidae	<i>Sericostoma personatum</i> (Spence)		1	3					1										2
DIPTERA	Tovinger indet.						2												
	Tipulidae	1	1	1				2	1	2		4	1	1	1	1	1	1	
	Simuliidae	3	7	12	2	30	42	1	2	2	26	4	3	20	14	6	26	2	
	Chironomidae	11	8	10	8	10	8	78	12		13	11	15	8	28	28	9	14	
	Ceratopogonidae		1	2	6	1	7	1	5	7	1	1					1		48
	Stratiomyidae										5								2
	Empididae		1												8			8	
	Tabanidae									2					1				1
	Limonidae				5			1	1	4	3		11			1	2		
	Pediciidae	1	1	2	3	9	2								3	1			3
	Psychodidae	1	1							1					3	1			1
	Dixidae										1								
AMPHIBIA	Amfibier																		
	<i>Rana temporaria</i> L. Buttsnutefrosk					1											1		
	Sum taxa	26	26	28	33	26	34	15	28	29	17	20	16	27	26	17	18	27	
	EPT-antall*	11	12	13	18	14	17	4	14	16	8	8	8	13	8	7	8	13	

* Limnephilidae og Diptera er bare bestemt til familie

Rapporter - Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum

1. Spikkeland, I. 2009. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget høst/vår 2008/2009. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 1/2009.* 6 s. + vedlegg.
2. Spikkeland, I. 2010. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Bunndyr i eutrofe bekker og elver høst 2009. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 1/2010.* 8 s. + vedlegg.
3. Spikkeland, I. 2010. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Bunndyr i eutrofe bekker og elver. Status etter to undersøkelser høst 2008-vår 2010. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 2/2010.* 15 s. + vedlegg.
4. Spikkeland, I. 2011. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Bunndyr i eutrofe bekker og elver høst 2010. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 1/2011.* 8 s. + vedlegg.
5. Spikkeland, I. 2011. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Vannplanter og eutrofiering. Hemnessjøen, Rødenessjøen og Femsjøen 2011. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 2/2011.* 7s.
6. Spikkeland, I. 2012. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Bunndyr i eutrofe bekker og elver 2008-2011. Status etter to undersøkelser. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 1/2012.* 16 s. + vedlegg.
7. Spikkeland, I., Kinsten, B. & Kjellberg, G. 2012. Istidskreps på Jæren. Undersøkelse av innsjøene Bråsteinvatnet, Stokkalandsvatnet, Frøylandsvatnet og Orrevatnet september 2012. *Østfoldmuseenes, Avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum 2/2012.* 12 s.
8. Spikkeland, I. 2012. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Vannplanter og eutrofiering. Bjørkelangen, Øymarksjøen og Aremarksjøen 2012. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 3/2012.* 12 s.
9. Spikkeland, I. 2013. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Bunndyr i eutrofe elver og bekker høst 2012/vår 2013. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 1/2013.* 8 s. + vedlegg.
10. Spikkeland, I. 2013. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Istidskreps i Rødenessjøen. En kartlegging av bestanden. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 2/2013.* 10 s. + vedlegg.
11. Spikkeland, I. 2013. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Bunndyr i eutrofe elver og bekker høst 2013. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 3/2013.* 7 s. + vedlegg.
12. Spikkeland, I. 2014. Biologisk mangfold i Haldenvassdraget. Om planter og dyr knyttet til vann i vassdragets nedbørfelt. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 1/2014.* 40 s. + vedlegg.
13. Spikkeland, I. 2015. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Bunndyr i eutrofe elver og bekker høst 2014. Oppsummering av bunndyrundersøkelsene 2008-2014. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 1/2015.* 69 s. + vedlegg.
14. Spikkeland, I. 2015. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Istidskreps i Hemnessjøen. En kartlegging av bestandene. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 2/2015.*
15. Spikkeland, I. 2015. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Bunndyr i eutrofe bekker og elver høst 2015. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 3/2015.* 8 s. + vedlegg.
16. Spikkeland, I. & Vaaler, J.P. 2016. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Istidskreps i Femsjøen. En kartlegging av bestandene. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 1/2016.* 13 s. + vedlegg.
17. Spikkeland, I. 2016. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Bunndyr i eutrofe bekker og elver høst 2016. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 2/2016.* 8 s. + vedlegg.
18. Spikkeland, I. 2017. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Mulige forsureffekter på bunndyr i fem bekker og elver i Marker og Aremark høsten 2016 og våren 2017. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 1/2017.* 10 s. + vedlegg.
19. Spikkeland, I. 2017. Undersøkelse av forekomst av edelkreps i 3 vassdrag i Marker. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 2/2017.* 14 s. + vedlegg.
20. Spikkeland, I. & Vaaler, J.P. 2017. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Istidskreps i Hemnessjøen 2017. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 3/2017.* 13 s. + vedlegg.
21. Spikkeland, I. 2017. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Bunndyr i eutrofe bekker og elver høst 2017. Oppsummering av overvåkingen 2008-2017. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 4/2017.* 19 s. + vedlegg.

BIOLOGISK OVERVÅKNING AV HALDENVASSDRAGET

ISTIDSKREPS I HEMNESSJØEN 2017

Ingvar Spikkeland og Jan P. Vaaler



ØSTFOLD  MUSEENE

Avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum
Ørje

Rapport 3/2017

FORORD

I forbindelse med gjennomføringen av Vanddirektivet/Vannforskriften har det siden 2008 blitt drevet biologisk overvåkning av bekker, elver og innsjøer i Haldenvassdraget. Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum på Ørje, har hatt ansvaret for overvåkingen av bunndyr i bekker og elver. Museet har også gjennomført en kartlegging av vannplanter i seks av de store innsjøene i vassdraget, som et ledd i overvåkingen av vannkvaliteten i innsjøene.

Haldenvassdraget er kjerneområdet i Norge for en spesiell gruppe globalt sjeldne krepsdyr som kalles istidskreps, og vassdraget har alle de norske artene i denne gruppen unntatt den sørvestlige arten *Mysis salemaai*, som bare er funnet på Jæren. Et par av artene har nesten hele sin norske bestand i Haldenvassdraget. Dette betyr at vi har et spesielt ansvar for å sørge for at bestanden av disse sjeldne og interessante dyra har gode leveforhold. Istidskrepsene lever i innsjøenes kalde dypvannssone, hvor de er avhengige av god tilgang på oksygen. Siden oksygenmangel i bunnvannet er en effekt av overgjødsling (eutrofiering), er bestandene av istidskreps en god indikator på miljøsituasjonen i innsjøene.

Høsten 2015 ble det gjennomført en kartlegging av istidskrepsbestandene i Hemnessjøen. Det ble påvist oksygenmangel i bunnvannet i de dypeste områdene i innsjøen, og her fantes ikke istidskreps. Det ble bare påvist tre arter av istidskreps i innsjøen, hvorav en art som bare var representert med ett dødt individ, mot fire arter på 1980-tallet. På denne bakgrunnen ble det gjort en ny og noe grundigere undersøkelse i august 2017. Vannområde Haldenvassdraget har vært oppdragsgiver, og denne rapporten gjør rede for resultatene fra undersøkelsen.

Ørje, 26.10.2017
Ingvar Spikkeland

Forsidebildet viser øverst Hemnessjøen, nederst pungreke *Mysis relicta* (t.v.) og firetorntet istidskreps *Pallaseopsis (Pallasea) quadrispinosa*. Fotos: Ingvar Spikkeland.

SAMMENDRAG

Det ble på 1980-tallet påvist fire arter av istidskreps i Hemnessjøen; de tre store artene (inntil 2,5 cm) pungreke *Mysis relicta*, firetornet istidskreps *Pallaseopsis (Pallasea) quadrispinosa*, flatbent istidskreps *Monoporeia affinis* og den lille hoppekrepsen flammekreps *Limnocalanus macrurus* (Figur 1). Ved en undersøkelse av istidskrepsbestanden i 2015 ble ikke flatbent istidskreps registrert, og firetornet istidskreps ble bare påvist med ett dødt individ. Det ble derfor foretatt en noe grundigere undersøkelse 23.8.2017, som et ledd i overvåkingen av miljøsituasjonen i innsjøen.

Det ble benyttet fire metoder for å kartlegge bestanden av de forskjellige artene (se Figur 2); bunntrål for å fange bunnlevende arter, van Veen-grabb for å påvise flatbent istidskreps, stor grovmasket hov (500 µm) for fangst av pungreke og stor finmasket hov (140 µm) for å påvise de planktoniske artene. Prøver ble tatt fra de dypeste områdene i innsjøens nordlige og sørlige basseng (hhv. 35 og 15 m), og fra ca. 20 m dyp i det nordlige bassenget (Figur 3).

Av de fire artene av istidskreps som tidligere er funnet, ble bare tre arter registrert; pungreke, firetornet istidskreps og flammekreps. Som i 2015 ble ikke flatbent istidskreps påvist, men det ble denne gangen registrert en tynn bestand av firetornet istidskreps.

Trålprøvene (Figur 5) viste at det finnes svært lite pungreke i innsjøens sørlige basseng (15 m dyp), mens det ble funnet en tynn bestand av denne arten både på 21 m (stasjon N1) og på 35 m dyp (stasjon N2). Firetornet istidskreps ble også påvist i lite antall på 35 m i 2017. I 2015 ble det ikke registrert istidskreps på 35 m dyp i det hele tatt, og samtidig ble det påvist oksygenmangel der. Oksygenmålinger 22.8.2017 ga et oksygeninnhold i bunnvannet på 35 m dyp som var akseptabelt ut fra istidskrepsenes miljøkrav (ca. 20 %), men målinger en måned seinere ga verdier under 10 %, dvs. nesten fullstendig oksygenmangel, og lavere verdier enn istidskreps kan tolerere. Situasjonen mht. oksygeninnhold i bunnvannet ser dermed ut til å være omtrent den samme som i september 2015, da det ble målt omkring 7 % oksygenmetning i bunnvannet. Dersom undersøkelsen av istidskreps i 2017 hadde vært gjennomført i slutten av september, og ikke slik som nå en måned tidligere, hadde vi trolig fått de samme resultater som i 2015, dvs. at pungrekene ville ha stått høyere oppe i vannmassene der oksygentilgangen var bedre, mens firetornet istidskreps ikke ville blitt registrert. Det ble for øvrig påvist en god bestand av flammekreps *Limnocalanus macrurus* i innsjøens nordlige basseng, men med noe lavere tetthet enn i 2015 (Figur 7).

Undersøkelsen viser at de dypeste områdene i Hemnessjøen står i fare for å få fullstendig oksygenmangel på slutten av sommersesongen, før høstsirkulasjonen setter inn. Dette skyldes eutrofiering (overernæring), som gir stor produksjon av plante- og dyreplankton. Når de dør og synker til bunns og brytes ned, forbrukes oksygenet i bunnvannet. Fullstendig oksygenmangel, dvs. anaerobe forhold, vil kunne frigjøre fosfatreservene i bunnsedimentene, noe som vil kunne forverre forurensningssituasjonen i vesentlig grad. Det er derfor svært viktig å redusere næringstilførselen til innsjøen for å unngå å komme i denne situasjonen.

INNLEDNING

Istidskreps (også kalt istidsrelikter eller glacialrelikter) er betegnelsen på en gruppe krepsdyr som spredte seg under spesielle forhold i bredemte sjøer mot slutten av siste istid, og som seinere ikke synes å ha utvidet sitt utbredelsesområde i særlig grad på egen hånd. Noen av dem er imidlertid ved menneskers hjelp blitt spredt til reguleringsmagasiner for å gi bedre næringsforhold for fisk. Gruppen omfatter noen få arter som alle er mer eller mindre sjeldne, og de fleste finnes sirkumpolart i den sørlige delen av innlandsisens maksimale utbredelsesområde, med flest arter i Eurasia. Det er ikke helt enighet om hvilke arter som skal regnes som istidskreps, men her i landet regnes det nå gjerne med 8 arter av krepsdyr, hvorav en art (skorv) ikke finnes i Norge, men har sin nærmeste forekomst i Vänern. Tre av de norske artene tilhører gruppen tanglopper (amphipoder); trollistidskreps *Gammaracanthus lacustris* (inntil 3,5 cm), firetornt istidskreps *Pallaseopsis (Pallasea) quadrispinosa* (inntil 2,5 cm) og flatbent istidskreps *Monoporeia affinis* (inntil 0,8 cm), mens to av artene er svært nær beslektede rekelnende krepsdyr; *Mysis relicta* og *Mysis salemaai* (inntil 2,5 cm). *Mysis salemaai* er nylig skilt ut som egen art, og kan bare påvises sikkert ved genetiske undersøkelser. Her i landet er *Mysis salemaai* bare påvist i et vann på Jæren, mens undersøkelser i Mjøsa, Store Le og Haldenvassdraget bare har gitt funn av *Mysis relicta*. Med et fellesnavn kalles de to artene for pungreke. De to siste norske artene; flammekreps *Limnocalanus macrurus* og *Eurytemora lacustris*, som mangler norsk navn, er mindre (1,5-3 mm), og tilhører gruppen hoppekreps. De lever i de frie vannmasser, men også de har i det vesentlige tilhold i de dype og kalde delene av innsjøene. *Eurytemora* er i Norge bare påvist i Østfold, i Haldenvassdraget, Store Le og Kirkevannet i Enningdalsvassdraget.

Siden istidskrepsene lever i dypet, er de svært utsatt ved forurensning av næringsstoffer og organisk materiale, da dette vil kunne medføre oksygenmangel i bunnvannet og presse artene inn på grunnere vann. Her er de i mye sterkere grad utsatt for fiskepredasjon, og siden flere av artene over lengre tid ikke tåler varmere vann enn 12-14 grader (Kinsten 2012a), vil de kunne dø ut dersom forurensningssituasjonen blir alvorlig. Alle de nevnte artene unntatt firetornt istidskreps og pungreke sto tidligere på den norske rødlista (Kålås mfl. 2010), men de er nå tatt ut av rødlista, da nyere undersøkelser, vesentlig i Haldenvassdraget, har vist at det finnes gode og livskraftige bestander av disse artene i en del innsjøer.

I Norge er istidskrepsene, trolig med unntak av *Mysis salemaai*, utbredt i deler av det sørøstlige Østlandet, vesentlig Akershus, Østfold og sørøstre del av Hedmark, men tre av artene (firetornt istidskreps, flatbent istidskreps og *Mysis salemaai*) er også funnet på Jæren. Det er bare Haldenvassdraget og Store Le som har alle seks artene som finnes på Østlandet. I Hemnessjøen ble det på 1980-tallet påvist fire arter av istidskreps (se Figur 1), mens alle seks artene hittil er påvist i Rødenessjøen, Øymarksjøen og Femsjøen. Dette området er derfor kjerneområdet for istidskreps i Norge, og det påligger forvaltningsmyndighetene et særlig ansvar å ta vare på disse bestandene.

METODER

Siden istidskreps er en gruppe bunndyr med svært liten utbredelse i Norge, stort sett innen deler av vannområdet Glomma, er det ikke fastsatt metoder for bestandskartlegging av de enkelte artene i forbindelse med gjennomføring av Vanndirektivet/Vannforskriften, og det er følgelig heller ikke utviklet indekser som måler miljøtilstanden mht. dette faunaelementet. Men siden dette er sjeldne arter som kan være truet i forbindelse med eutrofiering, er det i samsvar med tenkningen i Vannforskriften å overvåke disse bestandene.

I Sverige, som har et mye større antall innsjøer med istidskreps enn Norge, er det imidlertid utviklet metoder som også er direkte anvendbare for norske forhold. De metodene som vi har benyttet i vår undersøkelse, er en noe tillempet utgave av en metodikk som er anbefalt av den svenske istidskrepsforskeren Björn Kinsten (pers. medd.), jf. også Leonardsson & Sparrevik (1995), Kinsten (2012b) og Kinsten & Degerman (2012).

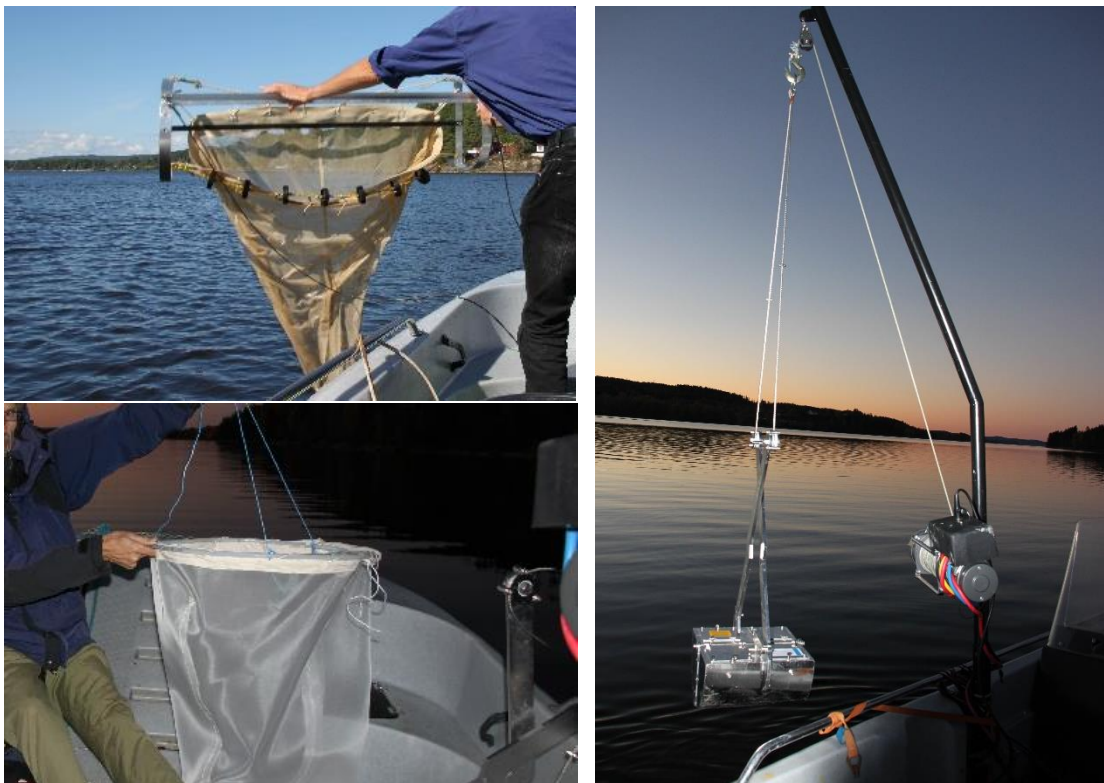
Feltarbeidet i Hemnessjøen ble gjennomført 23.8.2017. Det ble benyttet fire metoder til kartlegging av istidskrepsbestandene. En bunntrål (Figur 2) ble brukt for å fange de store artene. Trålen, som har en åpning på 30 x 100 cm, ble trukket langs bunnen i 5 minutter med den lavest mulige farten som båten kunne ha. Ved å benytte GPS har vi tidligere funnet at dette tilsvarer i gjennomsnitt 140 m. Trålen har da fanget dyr på et bunnareal tilsvarende ca. 140 m². Bruk av bunntrål ansees som en semikvantitativ metode, da den strekningen som tilbakelegges i løpet av en viss tid kan variere avhengig av f.eks. vind og strøm (Leonardsson & Sparrevik 1995, Kinsten & Degerman 2012).



Figur 1. Påviste arter av istidskreps i Hemnessjøen på 1980-tallet. Øverst fra v. flammekreps *Limnocalanus macrurus* og flatbent istidskreps *Monoporeia affinis*, nederst fra v. firetornet istidskreps *Pallaseopsis* (*Pallasea*) *quadrispinosa* og pungreke *Mysis relicta*. Foto av pungreke: Arild Hagen. Alle andre fotos: Ingvar Spikkeland.

I tillegg ble det benyttet en hov («mysishov», se Figur 2) med diameter 60 cm og maskevidde 500 μm til å kartlegge bestanden av pungreke som står høyere oppe i vannmassene. Hoven fanger bare dyr når den dras opp, og tettheten av dyr angis i antall ind./ m^2 overflateareal. Denne metoden ansees som den beste for kvantitativ registrering av pungreke, forutsatt at prøvene tas når det er mørkt (Leonardsson & Sparrevik 1995, Kinsten & Degerman 2012), siden pungreke om natta vandrer opp i høyere vannlag for å spise plankton. I Hemnessjøen ble imidlertid denne prøven tatt samtidig som trålprøvene ble tatt, og resultatet fra begge disse prøvene gir da et grovt mål på den totale tettheten av pungreke.

Flatbent istidskreps lever i stor grad nedgravd i mudderet, og til kartlegging av denne arten ble det benyttet en van Veen-grabb med vinsj (Figur 2), som i hvert bunnklipp dekker en flate på 0,10 m^2 . Innholdet i grabben ble siktet gjennom et sold med maskevidde 1 mm. Dette regnes som en god kvantitativ metode for kartlegging av flatbent istidskreps (Leonardsson & Sparrevik 1995, Kinsten & Degerman 2012). Flammekreps *Limnocalanus macrurus* ble fanget med en planktonhov med maskevidde 140 μm og diameter 60 cm. Hoven ble trukket fra innsjøens bunn til overflate med en fart på ca. 20 cm pr. sek., og tettheten av dyr angitt i antall ind./ m^2 . Også denne hoven fanger bare dyr når den er på vei opp.

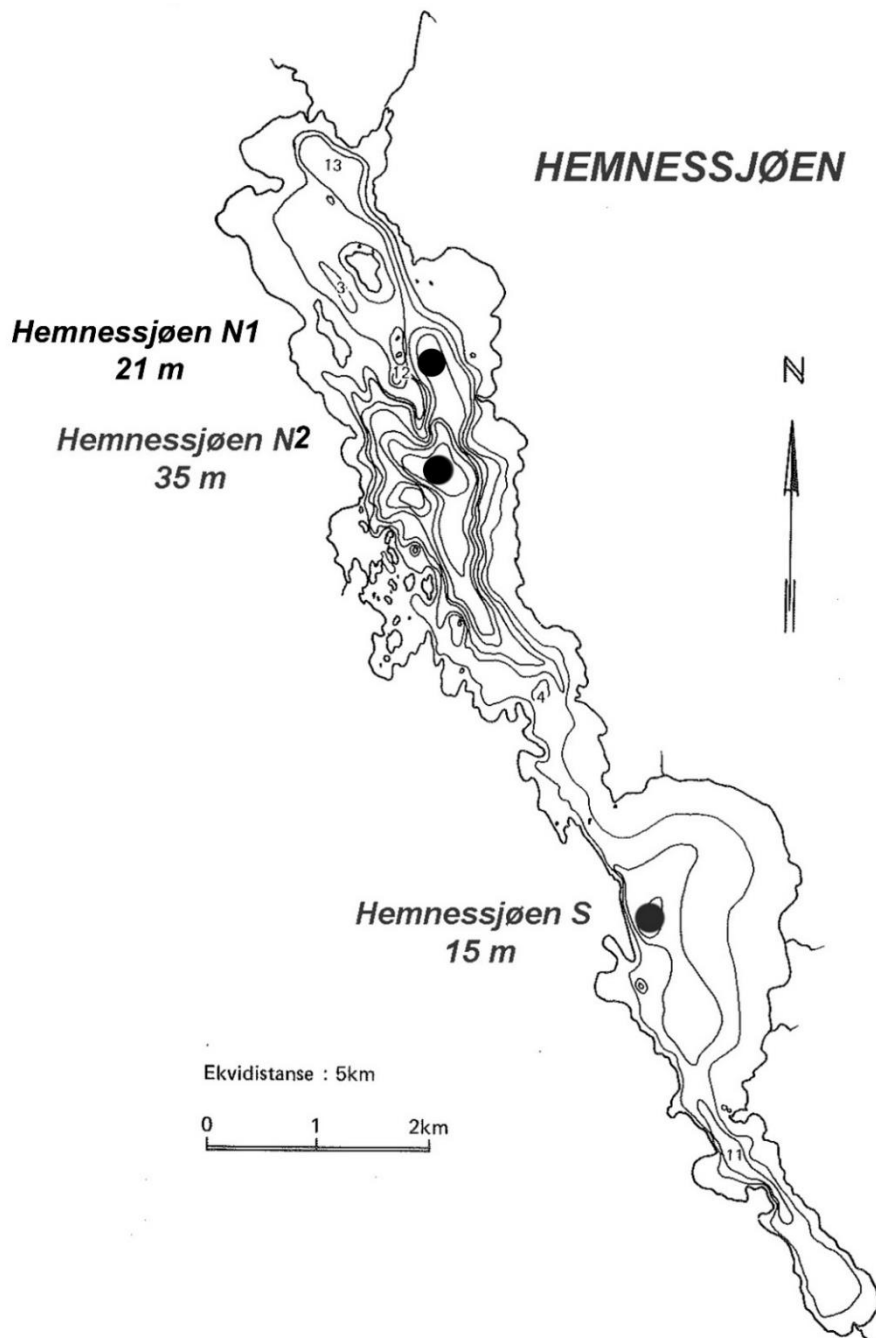


Figur 2. Utstyr som ble benyttet til å kartlegge istidskreps. T.v. øverst bunntål, nederst mysishov. T.h. van Veen-grabb koblet til vinsj. I tillegg ble en stor finmasket planktonhov av samme type som mysishoven benyttet til å registrere flammekreps. Foto: Jan P. Vaaler (t.v.) og Ingvar Spikkeland.

Hemnessjøen er delt i et nordlig og et sørlig basseng. Største dyp, 35 m, finnes i det nordlige bassenget, mens det sørlige bassenget er maksimalt 15 m dypt. Det ble tatt prøver over det dypeste punktet både i sørlig og nordlig basseng, kalt Hemnessjøen S og Hemnessjøen N2. I tillegg ble det tatt prøver på ca. 20 m dyp i innsjøens nordlige del (Hemnessjøen N1, se Figur 3). Alle prøvene ble tatt 23.8.2017. På hvert av disse stasjonene

ble det tatt tre tråltrekk og fem bunnklipp med van Veen-grabb. I tillegg ble det tatt ett hovtrekk med mysishov og ett med planktonhov på alle tre stasjonene. Siden bunnklippene hadde svært få dyr, ble de slått sammen for hvert dyp og behandlet videre som en enhet, mens trål-, pungreke- og planktonprøvene ble talt opp hver for seg. Alle prøvene unntatt planktonprøvene ble talt opp i sin helhet. Resultatene fra alle prøvene som ble tatt er gitt i tabellform i Vedlegg 1-5.

Kjemiske/hydrografiske målinger gjennomføres hver 14. dag i et utvalg lokaliteter i Haldenvassdraget i forbindelse med overvåkningsprogrammet i vassdraget, og resultatene fra disse målingene er stilt til vår disposisjon. Det er spesielt oksygenmålingene som er av interesse i denne sammenhengen, og disse resultatene er benyttet i rapporten.



Figur 3. Dybdekart over Hemnessjøen, med angivelse av bunndyrstasjonene i innsjøens sørlige og nordlige del.

RESULTATER

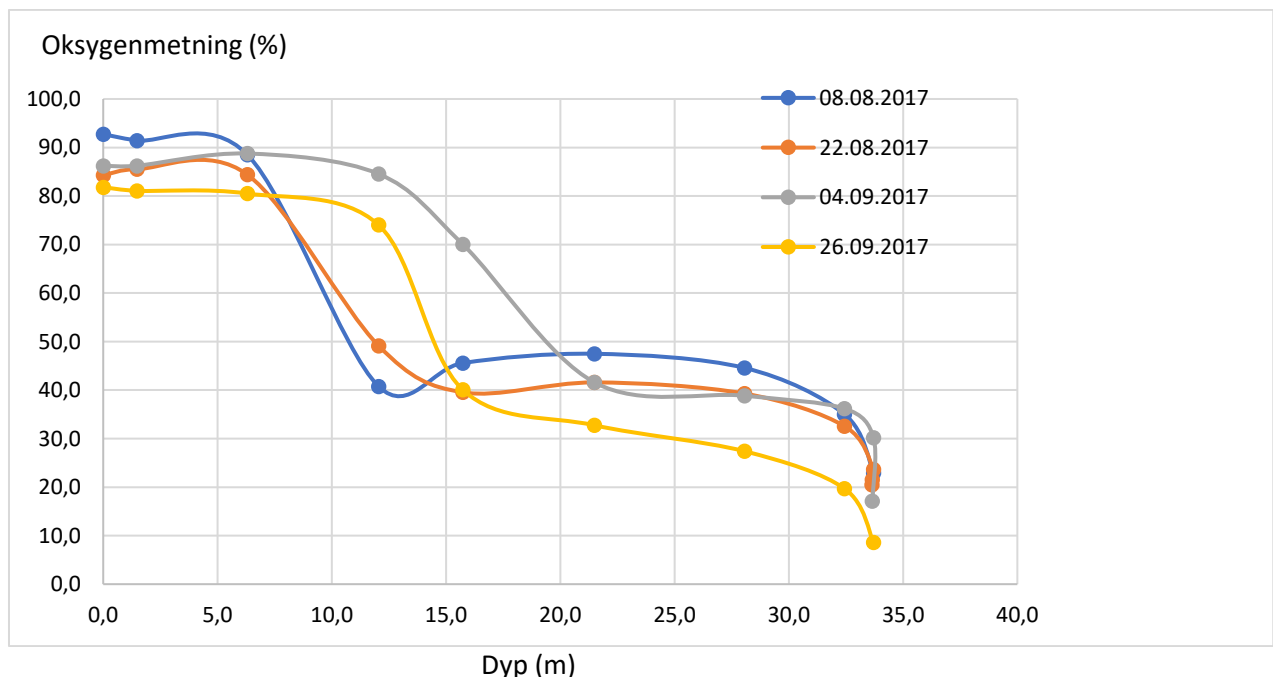
Hydrografi og vannkjemi

Hemnessjøen (innsjøkode Vann-nett 001-327-L) er en stor innsjø (12,7 km²) tilhørende klimaregion lavland (Direktoratsgruppa 2013). Målinger i 2015 viste at innsjøen er moderat kalkrik (ca. 6 mg/L Ca), med et humusinnhold i grenseområdet mellom oligo- og mesohumøs (ca. 30 mg Pt/L).

I Figur 4 er resultatene av oksygenmålingene som ble tatt 8.8, 22.8, 4.9 og 26.9. i 2017 vist. Målinger ble ikke tatt på nøyaktig samme dyp hver gang, og det er ikke foretatt interpolering av verdiene for å få helt sammenlignbare tall (nøyaktige måleresultater er gitt i vedlegg 5). Det betyr at grafene ikke samsvarer nøyaktig med de reelle forholdene, spesielt gjelder dette i områdene omkring termoklinen (8-15 m). Men det interessante her er hvordan oksygenmetningen utvikler seg nær bunnen, hvor oksygenvinnnet viser seg først, og her er prøvene tatt på samme dyp. Vi ser en gradvis reduksjon av oksygeninnholdet i bunnvannet utover høsten, fra ca. 23 % metning (= 2,6 mg/L) den 8.august til 8,6 % (= 1,0 mg/L) den 26.september. Dette betyr at det vil være nesten fullstendig oksygenmangel i bunnvannet på det tidspunktet da høstsirkulasjonen setter inn, noe som skjer i løpet av oktober. Måling gjennomført 25. oktober viste at høstsirkulasjonen enda ikke var helt avsluttet. På dette tidspunktet var overflatevannet 4,5 °C, mens bunnvannet holdt 7,5 °C, og hadde fortsatt bare ca.19% oksygenmetning.

I 2015 ble oksygeninnholdet i bunnvannet målt med Winklermetoden den 17.9, og var da 0,66 mg/L, dvs. under 7 % metning. Dette antyder at oksygeninnholdet var noe høyere på samme tid i 2017, men det er ikke stor forskjell. Årsaken kan være forskjeller i værforhold og primærproduksjon i løpet av sommersesongen, eller det kan ha sammenheng med forurensningsnivået i innsjøen. Dersom fullstendig anaerobe forhold inntreffer i bunnvannet, vil det kunne føre til frigjøring av fosfatreservene i bunnsedimentene, noe som i sin tur gir en kraftig forverring av miljøforholdene i innsjøen (jf. Wetzel 1975). Det er derfor svært viktig å fortsette overvåkingen av innsjøen parallelt med at det gjennomføres tiltak for å redusere forurensningsbelastningene.

For en mer inngående beskrivelse av vannkvaliteten og forurensningsbelastningen i Hemnessjøen, henvises til Haande & Hagman (2013).



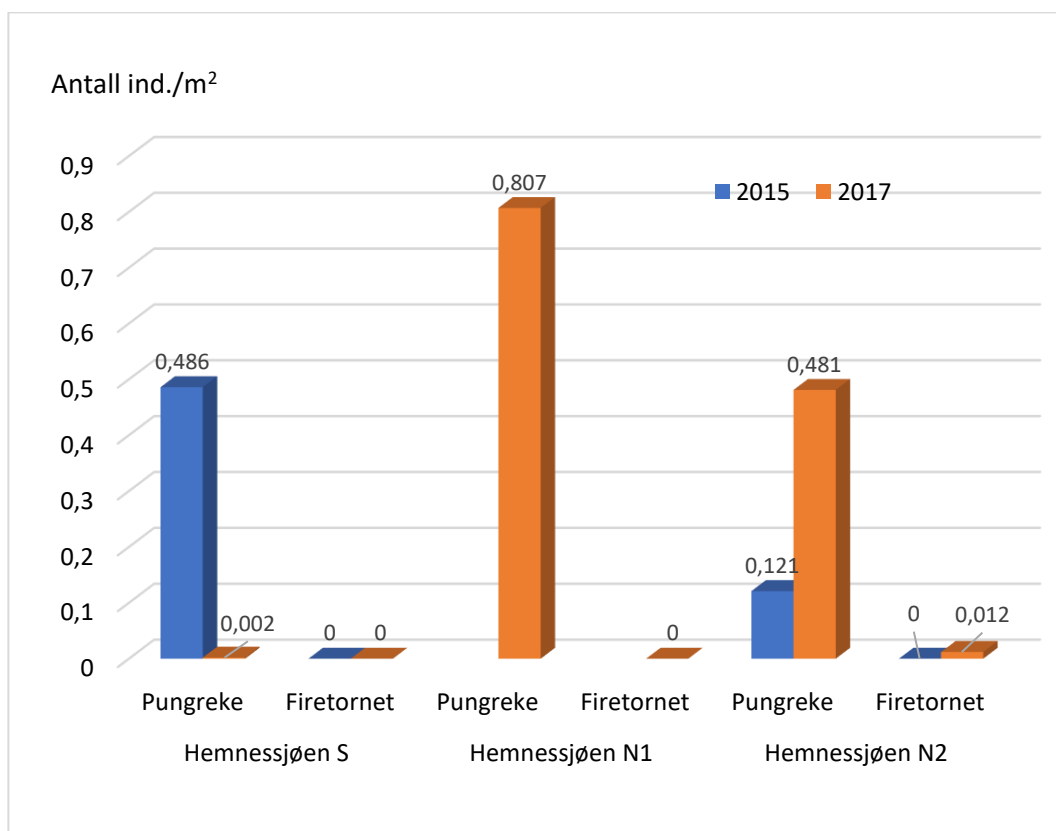
Figur 4. Oksygenmetning som funksjon av dybde i Hemnessjøen høsten 2017. Se teksten for kommentarer.

Istidskreps

Det ble, i likhet med i 2015, bare påvist tre arter av istidskreps i Hemnessjøen i 2017; pungreke, firetornet istidskreps og flammekreps. Tidligere er også flatbent istidskreps registrert (Spikkeland unpubl., Vøllestad 1983). Arten kan fortsatt finnes i innsjøen, men må i tilfelle være sjelden, og forekomme i dybdeintervaller eller områder som ikke ble undersøkt i 2015 og 2017.

Resultatene fra trålpøverne framgår av Figur 5, hvor også resultatene fra 2015 er framstilt. Det ble ikke tatt tråltrekk på stasjon N1 (21 m) i 2015. Det mest påfallende sammenlignet med 2015 er at det i 2017 fantes en bestand av pungreke på det dypeste området i det nordre bassenget (stasjon N2), og at det også var en tynn bestand av firetornet istidskreps der. Undersøkelser har vist at det må være over 2 mg/L oksygen (= 17 % metning) i vannet for at pungreke skal kunne overleve (Dadswell 1974). Det betyr at oksygenforholdene (Figur 4) på dette tidspunktet var tilfredsstillende (23 %), men at det allerede 4.september var på grensen av hva arten kan tolerere. Målingene den 26.september ga bare 8 % O₂-metning i bunnvannet, og dersom istidskrepsundersøkelsen hadde blitt gjennomført da, ville trolig resultatene blitt det samme som i 2015, dvs. at pungrekene ville stått høyere oppe i vannsøylen hvor oksygeninnholdet var akseptabelt, mens firetornet istidskreps ikke ville bli påvist. De individene som tilhører denne arten ville enten dø av oksygenmangel, eller greie å svømme inn til grunnere områder med bedre oksygentilgang.

På 21 m dyp (stasjon N1) var tettheten av pungreke nesten dobbelt så stor som på 35 m, noe som trolig henger sammen med at det var bedre tilgang på oksygen der. Det ble ikke funnet firetornet istidskreps på stasjon N1. Dette var overraskende, da denne arten har vist seg å være tallrik på denne dybden i andre innsjøer i Haldenvassdraget. Trolig skyldes det sterk predasjon fra hork og lake (jfr. Vøllestad 1985), mens pungreke, som er nesten helt gjennomsliktig, er bedre kamuflert og derfor greier seg bedre.

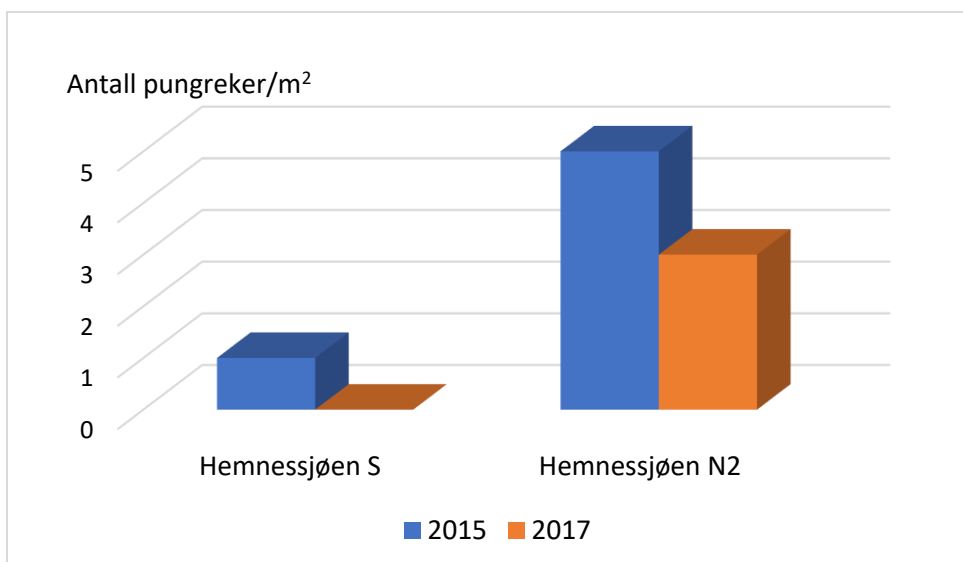


Figur 5. Tetthet av istidskrepsene pungreke *Mysis relicta* og firetornet istidskreps *Pallaseopsis quadrispinosa* i Hemnessjøen i 2015 og 2017, registrert med bunntål og angitt som antall ind./m². Det ble ikke tatt prøver på stasjon N1 (21 m) i 2015.

Det ble påvist svært lite pungreke i det sørlige, grunne bassenget i 2017, mens det ble funnet en del individer der i 2015. Årsakene til dette er ikke klarlagt, men generelt er det lite pungreke (og andre istidskreps) på så grunne områder som på 14-15 m, og mangel på pungreker i 2017 kan kanskje ha noe med fiskepredasjon å gjøre.

Sammenlignet med nabosjøen Rødenessjøen (Spikkeland 2013), er tetthetene av de store, bunnlevende istidskrepsene i Hemnessjøen liten, samtidig som to av artene i Rødenessjøen, flatbent istidskreps og trollistidskreps, ikke er påvist i Hemnessjøen. I Rødenessjøen var firetornet istidskreps dominerende antallsmessig, mens den er svært fåtallig i Hemnessjøen. Når det gjelder pungreke, var tettheten på ca. 20 m dyp i Hemnessjøen i 2017 langt mindre enn i Rødenessjøen på samme dyp. Den var derimot vel dobbelt så stor i de dypeste områdene i Hemnessjøen sammenlignet med de dypeste områdene i Rødenessjøen, hvor det ble påvist tendenser til oksygenvinn i 2013. I begge innsjøene ser vi en klar tendens til avtakende tetthet av istidskreps med økende dybde fra 20 m og nedover, mens det vanligvis vil være motsatt (jfr. Kinsten 1012a, Spikkeland & Vaaler 2016). Dette skyldes trolig dårlige oksygenforhold på dypt vann i begge disse innsjøene. Det er for øvrig interessant å registrere at oksygenmetningen på det dypeste punktet i Rødenessjøen (45 m) var 63 % den 26. september i 2017 (måleresultater fra overvåkningsprogrammet), noe som tyder på at oksygenforholdene nå er bedre i Rødenessjøen enn i Hemnessjøen.

Figur 6 viser tetthetene av pungreke i de fri vannmasser på stasjon S (15 m) og på stasjon N2 (35 m) i 2015 og 2017, målt med mysishov/planktonhov, og angitt som antallet pungreker pr. m² som står i vannsøylen fra ca. 2 m over bunnen og opp til overflata. I det sørlige, grunne bassenget ble det i 2017 ikke funnet pungreke i de fri vannmasser, og heller ikke på bunnen (Figur 5), mens det over det dypeste punktet i det nordlige bassenget ble funnet 10 pungreker/m² i selve vannmassene samtidig som det med trål ble funnet ca. 0,5 pungreker/m² på selve bunnen. Sammenlignet med 2015 var det mindre antall pungreker i de frie vannmasser både i nordlig og sørlig basseng i 2017, mens det var 4 ganger så mange pungreker/m² på bunnen i det nordlige bassenget sammenlignet med 2015. Forklaringen på dette er høyst sannsynlig at mangel på oksygen tvang pungrekene oppover i vannmassene i 2015, mens oksygenforholdene var mer tilfredsstillende da prøvene ble tatt i 2017, slik at flere dyr holdt til på bunnen.

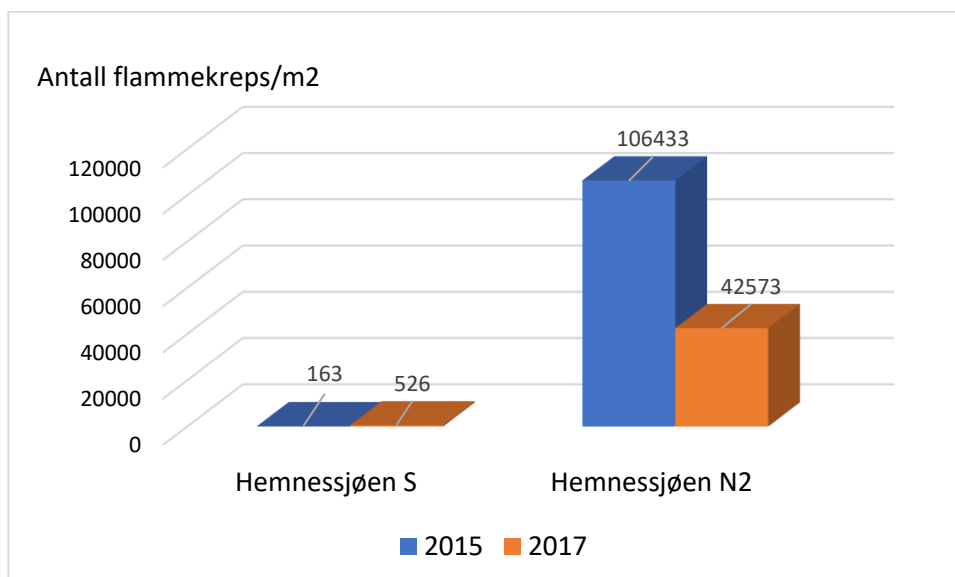


Figur 6. Tetthet av pungreke i de fri vannmasser i Hemnessjøen i 2015 og 2017, basert på hovtrekk og angitt som antall ind./m² overflate. Prøvene er gjennomsnitt av ett hovtrekk med mysishov (d = 60 cm) og ett hovtrekk med planktonhov (d = 60 cm), trukket fra ca. 2 m over bunnen og opp til overflata på det dypeste området i innsjøens sørlige basseng (Hemnessjøen S) og nordlige basseng (Hemnessjøen N2).

Dersom vi summerer antallet pungreker/m² på bunnen og i de fri vannmasser (Figur 5 og 6), får vi et omtrentlig mål på den totale tettheten av pungreker/m². Det gir 10,5 pungreker/m² i 2017 mot ca. 17 pungreker/m² i 2015. Dersom pungrekene er likt fordelt utover bunnen og i vannmassene, skulle det tyde på en nedgang i pungrekebestanden, men dette er svært usikkert. Om det er en reell nedgang i bestanden, kan det ha flere årsaker. Det kan skyldes forverrede miljøforhold, men mer sannsynlig henger det sammen med forskjeller i primærproduksjon eller fiskepredasjon i de to årene.

I tillegg til registreringer med bunntål og mysishov/planktonhov, ble det også tatt bunngrabbprøver på de samme stasjonene både i nordlig og sørlig basseng for å registrere forekomsten av flatbent istidskreps, som bare i liten grad fanges med bunntål. Denne arten ble imidlertid ikke påvist i prøvene, og i grabbprøvene fra 35 m dyp ble det nesten ikke funnet levende dyr i hele tatt (se Vedlegg 3). Flatbent istidskreps ligger ofte nedgravd i muddret på bunnen, og er også mindre bevegelig enn de andre istidskrepsene. Den er derfor ekstra utsatt for oksygenmangel, og det er trolig forklaringen på at den ikke finnes i de dypeste områdene i det nordlige bassenget. I det sørlige, grunne bassenget kan sterk fiskepredasjon være en viktig årsak til at arten ikke finnes. Den burde imidlertid kunne leve på stasjon N1 (21 m), hvor oksygenforholdene trolig er akseptable hele sommersesongen. Det er mulig at økende forurensning i innsjøen, eventuelt i kombinasjon med økende fiskebestand, har gjort at arten er blitt mer sjelden. I 1979 og 1980 ble flatbent istidskreps funnet både i strandsonen og på ca. 8-10 m dyp (Spikkeland upubl.). Også Vøllestad (1983) påviste den i mageprøver hos fisk på begynnelsen av 80-tallet. Omkring 1990 ble det registrert et oksygeninnhold på 4,2 mg/L (ca. 40 % metning) i bunnvannet i Hemnessjøen i sommersesongen (Vøllestad 1992), med det er ikke opplyst nøyaktig dato for målingen. Dette er imidlertid omtrent det samme som ble målt i august 2017 (Figur 4).

Som nevnt tidligere, finnes også istidskrepsen flammekreps *Limnocalanus macrurus* i Hemnessjøen. Dette er en hoppekreps som lever i de frie vannmassene, og som ikke blir større enn ca. 3 mm. Arten var svært fåtallig i prøvene fra det sørlige bassenget (Figur 7), noe som var forventet siden den normalt lever på noe større dyp for å unngå fiskepredasjon og høye temperaturer. I hovtrekket fra 35 m dyp i det nordlige bassenget var arten imidlertid relativt tallrik, men tettheten var likevel bare ca. 40 % av tettheten som ble målt i 2015. Hva som er årsakene til denne forskjellen er uklart. Trolig har det sammenheng med forskjeller i primærproduksjon eller fiskepredasjon i de to årene.



Figur 7. Tetthet av planktonarten flammekreps i Hemnessjøens sørlige og nordlige del 2015 og 2017, registrert med planktonhov og angitt som antall ind./m² overflate.

Det ble også søkt etter *Eurytemora lacustris*, en annen og noe mindre hoppekreps som også regnes med til gruppen istidskreps. Arten er funnet i de store sjøene i Haldenvassdraget opp til Skulerudsjøen. Den ble ikke funnet i Hemnessjøen i 2015, og ble heller ikke påvist i 2017. En annen sjelden hoppekreps, *Cyclops lacustris*, ble imidlertid funnet relativt vanlig i planktonprøvene både i 2017 og 2015. Denne arten regnes ikke med i istidskreps-gruppen, men dens utbredelse i Norge er nesten utelukkende begrenset til innsjøer der istidskreps finnes, og den lever i likhet med flammekreps på dypt vann i sommerhalvåret.

Konklusjoner

Det ble i 2017 påvist en relativt tynn bestand av pungreke i Hemnessjøen, og det ble også funnet en fåtallig bestand av firetornet istidskreps i dypeste områdene i innsjøen. Målinger viste for øvrig akseptable oksygenforhold i bunnvannet da undersøkelsen ble foretatt (23.8), mens det senere utover høsten ble funnet tiltakende oksygenvinn i innsjøens bunnvann. Dersom istidskrepsundersøkelsene var blitt foretatt på samme tid som i 2015, dvs. midt i september, ville det trolig ikke blitt påvist istidskreps i de dypeste områdene, da bunnvannet ville hatt mangel på oksygen, slik som i 2015.

Oksygenmangel og sterk predasjon fra bunnfisk (hork og lake) er trolig medvirkende årsaker til at bestandene av pungreke og firetornet istidskreps er så fåtallige i Hemnessjøen sammenlignet med de andre store innsjøene i Haldenvassdraget.

Det ble heller ikke i 2017 funnet flatbent istidskreps i Hemnessjøen, mens denne arten ble påvist på 1980-tallet. Når det gjelder pungreke, var den totale tettheten, som er summen av tettheten nede på selve bunnen og oppe i de fri vannmassene, merkbart lavere i 2017 enn i 2015. Årsaken til dette er ikke klarlagt. Lavere produksjon i innsjøen på grunn av andre værforhold i 2017 kan være grunnen, men det kan også ha sammenheng med endringer i forurensningssituasjonen i innsjøen.

Det ble registrert en god bestand av planktonarten flammekreps i innsjøen, selv om tettheten var betydelig mindre enn i 2015. Det er uklart hva årsaken til nedgangen i tetthet kan være, men som for de andre istidskrepsene kan det skyldes forskjeller i temperatur og primærproduksjon i de to årene.

Hemnessjøen synes å være i en kritisk fase med svært lite oksygen i bunnvannet utover høsten. Utvikling av anaerobe forhold i bunnvannet vil kunne medføre frigjøring av fosfatreservene i bunn sedimentene, noe som vil gi en kraftig forverring av forurensningsnivået i innsjøen. Det er derfor viktig å følge miljøsituasjonen nøye, samtidig som miljøforbedrende tiltak gjennomføres. De fåtallige bestandene av istidskreps i innsjøen tilsier at også dette sjeldne faunaelementet bør overvåkes i åra framover.

TAKK

Takk til Howard Murtnes, som har oversendt resultater fra de hydrografiske målingene i Hemnessjøen og Rødenessjøen for august, september og oktober 2017.

LITTERATUR

- Dadswell, M.J. 1974. Distribution, ecology, and postglacial dispersal of certain crustaceans and fishes in eastern North America. National Museum of Natural Sciences Publication of Theses in Zoology 11: 1-110.
- Direktoratgruppen 2013. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifikasjonssystem for kystvann, grunnvann og elver. Veileder 02:2013 – revidert 2015. 230 s.
- Haande, S. & Hagman, C.H.C. 2013. Overvåkning av Haldenvassdraget 2012. Notat NIVA. 24 s.

- Kinsten, B. 2012a. De glacialrelikta kräftdjurens utbredning i Sverige. Havs- och vattenmyndigheten Publ. (1). 284 s.
- Kinsten, B. 2012b. Glacialrelikta kräftdjur i Vänern och Vättern 2011. Rapport nr 115 från Vätternvårdsförbundet. Rapport nr 70 från Vänerens Vattenvårdsförbund. Havs och Vattenmyndigheten. s. 1-53.
- Kinsten, B. & Degerman, E. 2012. Skattning av glacialrelikta kräftdjurs täthet. En jämförelse av tre metoder samt täthet i Vänern och Vättern. Rapport nr 115 från Vätternvårdsförbundet. Rapport nr 70 från Vänerens Vattenvårdsförbund. Havs och Vattenmyndigheten. 24 s.
- Kålås, J.A., Viken, Å., Henriksen, S. og Skjelseth, S. (red.). 2010. Norsk rødliste for arter 2010. Artsdatabanken, Norge.
- Leonardsson, K. & Sparrevik, E. 1995. Metoder för innsamling och övervakning av glacialrelikta kräftdjur. S. 157-172 i Broberg, O. Miljöövervakning Vättern: Forslag till program och undersökningstyper 93/94 och 94/95. Vattenvårdsförbundet, Rapport no. 36.
- Spikkeland, I. 2013. Biologisk övervakning av Haldenvassdraget. Istidskreps i Rødenessjøen. En kartlegging av bestandene. Østfoldmuseene, Avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum, Ørje. Rapport 2/2013.
- Spikkeland, I. 2015. Biologisk övervakning av Haldenvassdraget. Istidskreps i Hemnessjøen. En kartlegging av bestandene. Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 2/2015. 11 s. + vedlegg.
- Spikkeland, I. & Vaaler, J.P. 2016. Biologisk övervakning av Haldenvassdraget. Istidskreps i Femsjøen. En kartlegging av bestandene. Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 1/2016. 13 s. + vedlegg.
- Vøllestad, L.A. 1983. Nye funn av istidsimmigrantene *Pontoporeia affinis*, *Pallasea quadrispinosa* og *Mysis relicta* i Norge. Fauna 36: 129-131.
- Vøllestad, L.A. 1985. Horkens biologi i Haldenvassdraget. Fauna 38 (1): 13-17.
- Vøllestad, L.A. 1992. Age, growth and food of Burbut *Lota lota* in two eutrophic lake in southeast Norway. Fauna Norw. Ser. A 13: 13-18.
- Wetzel, R.G. 1975. Limnology. Saunders. 743 s.

VEDLEGG

Vedlegg 1. Istidskreps i trålprøver 23.8.2017. Trålen (1 m bred) ble dratt i 5 min. over en avstand på ca. 140 m.

		Hemnessjøen S				Hemnessjøen N1				Hemnessjøen N2			
		P1	P2	P3	Gjsn.	P1	P2	P3	Gjsn.	P1	P2	P3	Gjsn.
Pungreke	<i>Mysis relicta</i>	1	0	0	0,33	147	43	149	113	122	48	32	67,3
Firetornet istidskreps	<i>Pallaseopsis quadrispinosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	3	2	0	1,7

Vedlegg 2. Antall ind. av pungreke pr. hovtrekk fanget i mysishov (P1)/ planktonhov(P2) 23.8.2017 (d = 60 cm, maskevidde = 500/140 µm)

Art	Hemnessjøen S (15 m)		Hemnessjøen N2 (35 m)	
	P1	P2	P1	P2
Pungreke <i>Mysis relicta</i>	0	0	2	4

Vedlegg 3. Bunndyr i bunngabbprøver, antall dyr i 5 klipp på hver stasjon. Areal pr. bunnsklipp: 0,10 m²

Norsk navn	Latinsk navn	Hemnessjøen S	Hemnessjøen N1	Hemnessjøen N2
		15 m	21 m	35m
Fjærmygglarver	Chironomidae indet.	60	15	1

Vedlegg 4. Antall ind. pr. hovtrekk av flammekreps *Limnocalanus macrurus*. Stor hov (d = 60 cm, maskevidde = 140 µm) er benyttet.

Art	Hemnessjøen S	Hemnessjøen N2
	15 m	35 m
Flammekreps <i>Limnocalanus macrurus</i>	42	3400

Vedlegg 5a. Oksygenmetning (mg/L og %) på forskjellige dyp 8.8.2017

Dybde	Konsentrasjon (mg/L)	% Metning
0,67	8,62	92,74
1,14	8,50	91,45
6,87	8,24	88,54
13,18	4,08	40,77
18,45	4,87	45,57
23,41	5,19	47,48
29,29	4,96	44,58
34,40	3,95	35,03
34,44	2,57	22,96

Vedlegg 5b. Oksygenmetning (mg/L og %) på forskjellige dyp 22.8.2017

Dybde	Konsentrasjon (mg/L)	% Metning
0,28	8,53	84,30
1,47	8,63	85,53
6,30	8,45	84,43
12,05	5,08	49,16
15,73	4,31	39,54
21,49	4,74	41,58
28,05	4,53	39,29
32,43	3,79	32,58
33,71	2,73	23,66
33,65	2,49	21,53
33,63	2,37	20,47

Vedlegg 5c. Oksygenmetning (mg/L og %) på forskjellige dyp 4.9.2017

Dybde	Konsentrasjon (mg/L)	% Metning
0,22	9,53	86,23
0,21	9,52	86,24
1,34	9,11	88,76
6,30	8,57	84,56
10,83	7,11	70,07
13,88	4,53	41,59
18,55	4,38	38,85
24,47	4,15	36,20
30,20	3,49	30,16
33,76	1,99	17,13

Vedlegg 5d. Oksygenmetning (mg/L og %) på forskjellige dyp 26.9.2017

Dybde	Konsentrasjon (mg/L)	% Metning
1,33	8,73	81,82
3,39	8,62	81,08
8,18	8,54	80,51
13,35	7,87	74,05
19,03	4,58	40,08
23,05	3,81	32,75
27,03	3,22	27,41
31,07	2,34	19,71
34,30	1,02	8,60

Rapporter - Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum

1. Spikkeland, I. 2009. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget høst/vår 2008/2009. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 1/2009.* 6 s. + vedlegg.
2. Spikkeland, I. 2010. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Bunndyr i eutrofe bekker og elver høst 2009. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 1/2010.* 8 s. + vedlegg.
3. Spikkeland, I. 2010. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Bunndyr i eutrofe bekker og elver. Status etter to undersøkelser høst 2008-vår 2010. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 2/2010.* 15 s. + vedlegg.
4. Spikkeland, I. 2011. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Bunndyr i eutrofe bekker og elver høst 2010. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 1/2011.* 8 s. + vedlegg.
5. Spikkeland, I. 2011. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Vannplanter og eutrofiering. Hemnessjøen, Rødenessjøen og Femsjøen 2011. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 2/2011.* 7s.
6. Spikkeland, I. 2012. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Bunndyr i eutrofe bekker og elver 2008-2011. Status etter to undersøkelser. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 1/2012.* 16 s. + vedlegg.
7. Spikkeland, I., Kinsten, B. & Kjellberg, G. 2012. Istidskreps på Jæren. Undersøkelse av innsjøene Bråsteinvatnet, Stokkalandsvatnet, Frøylandsvatnet og Orrevatnet september 2012. *Østfoldmuseenes, Avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum 2/2012.* 12 s.
8. Spikkeland, I. 2012. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Vannplanter og eutrofiering. Bjørkelangen, Øymarksjøen og Aremarksjøen 2012. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 3/2012.* 12 s.
9. Spikkeland, I. 2013. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Bunndyr i eutrofe elver og bekker høst 2012/vår 2013. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 1/2013.* 8 s. + vedlegg.
10. Spikkeland, I. 2013. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Istidskreps i Rødenessjøen. En kartlegging av bestanden. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 2/2013.* 10 s. + vedlegg.
11. Spikkeland, I. 2013. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Bunndyr i eutrofe elver og bekker høst 2013. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 3/2013.* 7 s. + vedlegg.
12. Spikkeland, I. 2014. Biologisk mangfold i Haldenvassdraget. Om planter og dyr knyttet til vann i vassdragets nedbørfelt. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 1/2014.* 40 s. + vedlegg.
13. Spikkeland, I. 2015a. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Bunndyr i eutrofe elver og bekker høst 2014. Oppsummering av bunndyrundersøkelsene 2008-2014. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 1/2015.* 69 s. + vedlegg.
14. Spikkeland, I. 2015. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Istidskreps i Hemnessjøen. En kartlegging av bestandene. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 2/2015.*
15. Spikkeland, I. 2015. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Bunndyr i eutrofe bekker og elver høst 2015. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 3/2015.* 8 s. + vedlegg.
16. Spikkeland, I. & Vaaler, J.P. 2016. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Istidskreps i Femsjøen. En kartlegging av bestandene. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 1/2016.* 13 s. + vedlegg.
17. Spikkeland, I. 2016. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Bunndyr i eutrofe bekker og elver høst 2016. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 2/2016.* 8 s. + vedlegg.
18. Spikkeland, I. 2017. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Mulige forsureffekter på bunndyr i fem bekker og elver i Marker og Aremark høsten 2016 og våren 2017. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 1/2017.* 10 s. + vedlegg.
19. Spikkeland, I. 2017. Undersøkelse av forekomst av edelkreps i 3 vassdrag i Marker. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 2/2017.* 14 s. + vedlegg.
20. Spikkeland, I. & Vaaler, J.P. 2017. Biologisk overvåkning av Haldenvassdraget. Istidskreps i Femsjøen. En kartlegging av bestandene. *Østfoldmuseene, avd. Haldenvassdragets Kanalmuseum. Rapport 3/2017.* 13 s. + vedlegg.

Undersøkelser m.h.p. storsalamander
(*Triturus cristatus*) ved Brekkerød
skogsdam i Halden kommune

Ole J. Lønnve



BioFokus-notat 2016-27

BIO
FOKUS

Ekstrakt

BioFokus ved Ole J. Lønnve har på oppdrag for grunneier Claus Norsted foretatt en undersøkelse m.h.p. salamandere ved Brekkerød skogsdam i Halden kommune. Oppdraget gikk i hovedsak ut på å undersøke om storsalamander (*Triturus cristatus*) forekom i dammen. Storsalamander ble ikke påvist i dammen.

Nøkkelord

Storsalamander
Dammer
Brekkerød
Halden

Omslag

Brekkerød skogsdam
Foto: Ole J. Lønnve

ISSN: 1893-2851

ISBN: 978-82-8209-513-6

BioFokus-notat 2016-27

Tittel

Undersøkelser m.h.p. storsalamander (*Triturus cristatus*) ved Brekkerød skogsdam i Halden kommune

Forfattere

Ole J. Lønnve

Dato

22. juni 2016

Antall sider

4 sider

Refereres som

Lønnve, Ole J. 2016. Undersøkelser m.h.p. storsalamander (*Triturus cristatus*) ved Brekkerød skogsdam i Halden kommune. BioFokus-notat 2016-27. Stiftelsen BioFokus. Oslo.

Publiseringstype

Digitalt dokument (Pdf). Som digitalt dokument inneholder dette notatet "levende" linker.

Oppdragsgivere

Fylkesmannen i Vestfold

Tilgjengelighet

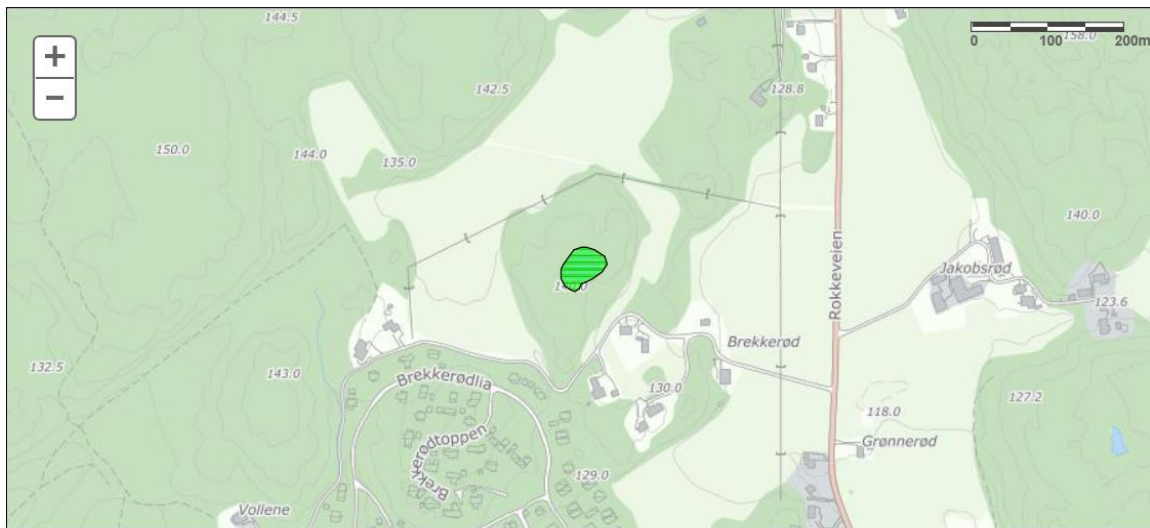
Dokumentet er offentlig tilgjengelig. Andre BioFokus rapporter og notater kan lastes ned fra: <http://lager.biofokus.no/web/Litteratur.htm>

BioFokus: Gaustadallèen 21, 0349 OSLO

E-post: post@biofokus.no Web: www.biofokus.no

Bakgrunn

BioFokus ved Ole J. Lønnve har på oppdrag for grunneier Claus Norsted foretatt en undersøkelse m.h.p. salamandere ved Brekkerød skogsdam i Halden kommune. Oppdraget gikk i hovedsak ut på å undersøke om storsalamander (*Triturus cristatus*) forekom i dammen. I området dammen ligger i er det planlagt utbygging av boliger. Dammen er tidligere kartlagt og avgrenset som naturtypen dam med utforming eldre fisketom dam (BN00069562). Lokaliteten er gitt verdi som viktig (B) naturtype (figur 1).



Kartgrunnlag: Kartverket, Geovekst og kommuner

Figur 1. Grønn figur sentralt i bildet viser beliggenheten til naturtypelokaliteten Brekkerød skogsdam (BN00069562). Hentet fra Naurbase.

Storsalamander skal tidligere være observert i området. I følge Artskart (Artsdatabanken 2016) ble ett individ av storsalamander registrert i nærheten av dammen den 1. mai 1986. I følge beskrivelsen av Brekkerød skogsdam gitt i Naturbase (Miljødirektoratet 2016) skal også storsalamander være påvist i dammen den 31. mai 1984.

Storsalamander er vurdert som nær truet (NT) i henhold til Norsk rødliste for arter 2015) (Hendriksen og Hilmo 2015). I 2008 ble det utarbeidet en handlingsplan for storsalamander (Direktoratet for naturforvaltning 2008). I denne blir det bl.a. pekt på at ødeleggelse av gamle gårds- og vanningsdammer i kulturlandskapet utgjør en alvorlig trussel for denne arten.

I Norge har storsalamanderen sitt hovedutbredelsesområde rundt Oslofjorden og sørlige deler av Østlandet, men finnes også separat på Vestlandet og i Trøndelag. Den globale utbredelsen omfatter store deler av Europa samt tilstøtende områder i Lilleasia. Storsalamanderen når en kroppslengde på 10–15 cm, men størrelsen avtar jo lenger nord man kommer.

Områdebeskrivelse

Brekkerød skogsdam (figur 2) er en antatt naturlig fisketom dam sentralt beliggende i en grunnlent kollete åkerholme. Berggrunnen utgjøres av gneis. Kun litt humus dekker berget, som stedvis ligger åpent i dagen. Vegetasjonen i og rundt dammen må karakteriseres som fattig. Furudominert lyngskog med innslag av enkelte boreale løvtrær som bjørk, rogn og noe osp dominerer åkerholmen. Enkelte mindre fuktpartier forekommer stedvis. I dammen forekommer spredt med gul nøkkerose og i grunne partier nær land finnes noe bukkeblad. Torvmoser, flaskestarr og krypsiv forekommer i og rundt bredden av dammen. Maksimal dybde er vanskelig å anslå, men de dypeste partiene er trolig på godt over én meter. Dammen og området rundt blir i en viss utstrekning benyttet til rekreasjon (bading, grilling etc.) av lokalbefolkningen.



Figur 2. Brekkerød skogsdam. Foto: Ole J. Lønnve.

Metode

Det primære med denne undersøkelsen var å påvise tilstedeværelse/ikke tilstedeværelse av storsalamander i Brekkerød dammen med størst mulig grad av sikkerhet innenfor de rammene dette prosjektet hadde. Undersøkelsen ble foretatt den 23. og 24. mai 2016. Til dette arbeidet ble det utplassert 5 ørekyteteiner rundt hele dammen (figur 3). Det ble også benyttet åte (biter av wienerpølse) i disse. Flottører ble dessuten plassert i teinene slik at de ikke skulle synke helt til bunns. Dette for å hindre at eventuelle salamandere og andre semiakvatiske organismer (f.eks. biller) skulle drukne. Teinene stod ute et helt døgn. I tillegg til teinene ble det samlet inn materiale manuelt med stangsil fra land. I tidsrommet denne undersøkelsen ble foretatt (slutten av mai), er salamandere (både storsalamander

og småsalamander) opptatt med forplantning, og kun kjønnsmodne individer er tilstede i ynglelokalitetene.

Eventuelle artsfunn fra undersøkelsene er tilgjengeliggjort for Artskart gjennom BioFokus ArtsfunnBase (BAB).

Det er viktig å understreke at denne undersøkelsen ikke må tolkes som absolutt hva artsinventar lokaliteten innehar. Undersøkelsen ble foretatt i løpet av ett døgn i slutten av mai. En undersøkelse på et annet tidspunkt ville gitt enkelte andre resultater. Derimot bør den sannsynliggjøre rimelig godt hvorvidt storsalamander benytter denne dammen eller ikke.



Figur 3. Ørekyteteiner som dette ble benyttet til fangst av salamandere. Bildet er ikke fra undersøkelsen. Foto: Ole J. Lønnve.

Resultater

Storsalamander ble ikke påvist i dammen. Det ble derimot registrert enkelte småsalamandere. Det ble heller ikke gjort funn av andre rødlistearter eller interessante artsforekomster under undersøkelsen. Av andre organismer ble det bl.a. registrert 6 arter vannkalver (Dytiscidae) og enkelte øyestikkerlarver (Odonata). Noen få individer av buksvømmeren (Corixidae) *Sigara fossarum* ble funnet under manuell innsamling med stangsil fra land. Fisk ble derimot ikke påvist.

Oppsummering/konklusjon

Ut fra denne undersøkelsen konkluderes det at lokaliteten Brekkerød skogsdam neppe utgjør en viktig ynglelokalitet for storsalamander. Storsalamander ble ikke påvist, og de angivelige registreringene av denne arten som foreligger er rundt 30

år gamle. Storsalamander kan derimot vandre en del, og voksne salamandre er registrert over en kilometer unne yngledammene (Dolmen 1983, Sandaas, 2004, Kupfer 1998). Observasjonene gjort rundt 30 år tilbake i tid, kan derfor utmerket godt ha vært av individer på vandring. Det kan også tenkes at storsalamander kan ha benyttet dammen tidligere til yngling. Dette blir derimot bare spekulasjoner så lenge dette ikke er påvist. I følge Direktoratet for naturforvaltning (2008) foretrekker storsalamander dammer over en viss størrelse (over 10 x 10 meter og dybde ½ meter). Dammen må helst være fisketom. Graden av soleksponering bør være forholdsvis god. Storsalamander foretrekker dessuten vann som er lett surt eller nøytralt. Brekkerød dammen har mange av disse kvaliteten. pH ble derimot ikke målt. Gneis er en sur bergart og vegetasjonen i og rundt dammen må karakteriseres som fattig. Det kan derfor tenkes at vannet i dammen har for lav pH til at storsalamander kan trives her.

Det er viktig å understreke at selv om dammen ikke vurderes til å ha en viktig funksjon for storsalamander, er dammer generelt viktige også for en rekke andre organismer. Fisketomme dammer inneholder sjeldne samfunn av bunndyr og plankton som særlig er følsomme for fiskepredasjon. Både småsalamander og flere av vannkalvene som ble registrert er avhengige av at det finnes vannforekomster uten fisk. Dammen har derfor fortsatt verdi som naturtype.

Ved utbygging av området rundt dammen, bør derfor dammen sikres best mulig slik at dens funksjon for biologisk mangfold generelt ivaretas.

Referanser

Artsdatabanken og GBIF-Norge. 2016. Artskart. <http://artskart.artsdatabanken.no>

Direktoratet for naturforvaltning. 2008. Handlingsplan for stor salamander *Triturus cristatus*. Rapport 2008-1.

Dolmen, D. 1983. A survey of the Norwegian newts (*Triurus*, Amphibia); their distribution and habitats. Medd. Norsk viltforsk. 3 (12), 1-72.

Henriksen S og Hilmo O. (red.)2015 Norsk rødliste for arter 2015. Artsdatabanken, Norge. <http://www.artsdatabanken.no/Rodliste/HvaHvemHvorfor>

Kupfer, A. 1998. Migration distance of some crested newts (*Triturus crstatus*) within an agricultural landscape. Zeitschrift fuer Feldherpetologie. 5, 238-242.

Miljødirektoratet. 2014. Naturbase. <http://www.miljodirektoratet.no/no/Tjenester-og-verktoy/Database/Naturbase/>

Sandaas, K. 2004. Amfibier i Nesodden kommune 2004. Utbredelse og bestandsstatus, faglige prioriteringer og forslag til tiltak. Notat til Fylkesmannen i Oslo/Akershus og Nesodden kommune.



BioFokus er en ideell stiftelse som skal tilrettelegge informasjon om biologisk mangfold for beslutningstakere, samt formidle kunnskap innen fagfeltet bevaringsbiologi. BioFokus ønsker å bidra til en kunnskapsbasert forvaltning av norsk natur.

En kunnskapsbasert forvaltning forutsetter god dokumentasjon av de arealene som skal forvaltes. BioFokus legger derfor stor vekt på feltarbeid for å sikre oppdaterte og relevante data om botanikk, zoologi, økologi, samt avgrensning og verdisetning av områder.

Høy kompetanse er en forutsetning for å kunne registrere og presentere biologisk mangfold-data på en god måte. BioFokus sine medarbeidere er derfor godt skolert innenfor en rekke artsgrupper og har en bred økologisk forståelse for de ulike naturtypene som de arbeider med, det være seg skog, kulturlandskap eller ferskvann. Digitale verktøy som databaser, GIS og bilde-behandling er viktige redskaper i vårt arbeid for å anskueliggjøre naturverdier på en best mulig måte.

Stiftelsen utgir to digitale rapportserier som heter BioFokus-rapport og BioFokus notat, <http://www.biofokus.no/Publikasjoner/publikasjoner.htm>



Gaustadalléen 21
0349 OSLO
Org.nr: 982 132 924
post@biofokus.no
www.biofokus.no

BioFokus-notat 2016-27

ISSN 1893-2851
ISBN 978-82-8209-513-6

En tilstandsvurdering av Enningdalselva i Østfold.
Resultater fra ungfiskeundersøkelser i 2013, 2015 og 2016.

Svein Jakob Saltveit, Trond Bremnes og Henning Pavels



Denne rapportserien utgis av:

Naturhistorisk museum
Postboks 1172 Blindern
0318 Oslo

www.nhm.uio.no

Publiseringsform:

Trykket og elektronisk (pdf)

Forfattere:

Svein Jakob Saltveit, Trond Bremnes og Henning Pavels

Sitering:

Saltveit, S.J. Bremnes, T. og Pavels, H. 2017. En tilstandsvurdering av Enningdalselva i Østfold. Resultater fra ungfiskundersøkelser i 2013, 2015 og 2016. Naturhistorisk museum, Universitetet i Oslo, Rapport nr. 61, 30s +vedlegg

ISSN nr. 1891-8050

ISBN nr. 978-82-7970-081-4

Fra 2011 inngår forskningsrapportene fra LFI i rapportserie ved Naturhistorisk museum.

<http://www.nhm.uio.no/forskning/publikasjoner/rapporter/>

LFI rapporter fra 1970 til 2010 finnes på:

<http://www.nhm.uio.no/forskning/publikasjoner/lfi-rapporter/>

<http://www.nhm.uio.no/forskning/grupper/lfi/index.html>

Forsidebilde: Enningdalselva ved Berby

Foto: S.J.Saltveit



En tilstandsvurdering av Enningdalselva i Østfold.
Resultater fra ungfiskundersøkelser i 2013, 2015 og 2016.

Svein Jakob Saltveit, Trond Bremnes og Henning Pavels



Antall sider og bilag: 30 sider + vedlegg		Tittel: En tilstandsvurdering av Enningdalselva i Østfold. Resultater fra ungfiskundersøkelser i 2013, 2015 og 2016	
Rapportnummer: 61	Gradering: Åpen	Prosjektleder: Svein Jakob Saltveit	Prosjektnummer: 220015
ISSN: 1891-8050	Dato: 2017-03-01	Oppdragsgiver(e): Fylkesmannen i Østfold	
ISBN: 978-82-7970-081-4		Oppdragsgiversref.: Leif-Roger Karlsen	

Sammendrag:

Enningdalselva, også kalt Berbyelva, i Halden kommune i Østfold renner ut av Bullaresjøen i Sverige. På norsk side er elva 13 km lang og renner nordover og inn i Iddefjorden. Hele elvestrekningen på norsk side fører anadrom fisk. Det meste av denne elvestrekningen består av små innsjøer og stilleflytende partier, mens til sammen ca. 3 km er strykstrekninger. Fiskefaunaen er artsrik og det er i løpet av undersøkelsesperioden påvist 12 fiskearter. De mest tallrike fiskearter på strykstrekningene var laks og laue. Ørret var fåtallig.

Undersøkelsen omfatter beregning av tetthet av laks- og ørretunger, beregning av smoltantall basert på presmolttettheter og beregninger av gytebestand og gytebestandsmål basert på fangst og fekunditet hos laks. Fisketetthet er beregnet ut fra avtak i fangst ved tre gangers avfisking med elektrisk fiskeapparat på 12 lokaliteter på strykstrekningene i elva. Undersøkelsen er gjennomført om høsten siden 1997. Videre er det gitt en vurdering av årsaken til at det siden 2000 har vært fravær eller lave tettheter av laksunger øverst i elva (ved Holtet). Det har også her vært en betydelig reduksjon i elvemuslingbestanden her i samme periode.

Veksten til laksungene må generelt karakteriseres som god. I 2015 og 2016 var årsungene statistisk signifikant ($p < 0.05$) mindre enn de fleste øvrige år (unntatt 1997 og 2012). Noe av årsaken kan forklares av innsamlingstidspunktet. Bestanden av laks besto hovedsakelig av to årsklasser, 0+ og 1+, noe som viser at de fleste laksungene smoltifiserer etter to vekstsesonger og vandrer ut i sjøen som 2+. Tettheten av årsunger (0+) har variert svært mye i perioden 1997 til 2016. Høye tetthet av årsunger beregnes i 2015 og i 2016 med henholdsvis 42,5 og 41,1 fisk/100 m². Dette var en statistisk signifikant høyere tetthet enn i alle tidligere år. Mellom disse to årene var det ingen statistisk signifikant ($p < 0.05$) forskjell i tetthet. Tettheten som beregnes for 1+ i 2012, 12,9 fisk/100 m², er den statistisk høyeste som hittil er beregnet.

Den naturlige reproduksjonen hos laks i Enningdalselva er god. Eggtetthetene som beregnes er høye og langt høyere enn det som er påkrevet i forhold til oppvekstarealet. Sannsynligvis produseres det et overskudd av 0+.

Enningdalselva er ett av ni vassdrag i Norge der det foreligger et tilstrekkelig datagrunnlag egnet til modellering av bestand-rekrutteringsforhold (SR) hos laks. Disse danner grunnlag for beregning av såkalte førstegenerasjons gytebestandsmål for norske laksevassdrag, som er hvor mange egg som bør gytes og det antall hunnfisk som er nødvendig for en bærekraftig laksestamme i et vassdrag. Gytebestandsmålet for Enningdalselva er så langt satt til 1 egg pr m² eller 226 kg hunnfisk (variasjon 113-339). Forvaltningsmålet ansees som nådd og dagen beskatning fremstår som bærekraftig.

For laks er det trolig fravær av gyting som er årsak til at det ikke påvises laksunger ved Holtet. Årsak til høy dødelighet av elvemusling er en annen, men er neppe bunnet i generell dårlig vannkvalitet. En vurdering basert på bunndyr viser at den økologiske tilstanden i Enningdalselva er god. Elva er ikke påvirket av forsuring.



Forord

Etter oppdrag fra Fylkesmannen i Østfold har Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske ved Naturhistorisk museum siden 1997 gjennomført undersøkelser av ungfiskbestanden av laks og ørret i Enningdalselva. Undersøkelsene skal danne grunnlag for forvaltning av fiskebestandene i elva. Det er nå gitt forvaltningsmål for laksevasdrag i Norge. Grunnlaget er gytebestandsmål og Enningdalselva er ett av ni vassdrag i Norge der det var et tilstrekkelig datagrunnlag egnet for beregning av et såkalt førstegenerasjons gytebestandsmål for norske laksevasdrag.

Oslo 2017-04-04

Svein Jakob Saltveit



Innhold

1.	INNLEDNING	9
2.	METODIKK	12
2.1	OMRÅDEBESKRIVELSE	12
2.2	UNGFISKEBESTAND.....	12
2.3	KARTLEGGING AV GYTEGROPER	13
2.4	BUNNDYR	14
3.	RESULTATER	14
3.1	LENGDEFORDELING OG VEKST	14
	Laks.....	14
	Lengde av 0+ laks på de ulike lokaliteter	16
3.2	FISKETETTHET	17
	Laks.....	17
	Tetthet på de ulike lokaliteter	18
	Ørret.....	19
3.3	KARTLEGGING AV GYTEGROPER	20
3.4	FANGST OG AVKASTNING	21
3.5	BUNNDYR	21
4.	KOMMENTARER	23
4.1	REDUSERT UNGFISK OG MUSLINGBESTAND VED HOLTET	23
4.2	FANGST, GYTEBESTAND, GYTEBESTANDSMÅL	25
5.	KONKLUSJON	29
6.	REFERANSER	30

1. Innledning

Fiskefaunaen i Enningdalselva er artsrik, og i vassdraget totalt sett er det påvist 12 fiskearter (Saltveit 2002). Det meste av Enningdalselva på norsk side består av små innsjøer og stilleflytende partier, et bedre egnet habitat for bl.a. gjedde og abbor. På strykstrekningene er laksunger dominerende i antall. Ørret er mindre tallrik og blir hovedsakelig funnet på lokaliteter nedre del av elva. Det er imidlertid større oppgang av sjøørret til sidebekker i Enningdalselva, og ørret er trolig mer tallrike i disse. Laue påvises enkelte år på noen lokaliteter, men i varierende tetthet. Konkurransen og predasjon på laks og ørret fra arter som vanligvis ikke finnes i laksevassdrag i Norge antas derfor å ha stor betydning for produksjon av laksefisk i Enningdalselva. Kvaliteten på oppvekstområdene vil også ha betydning. I en rekke år ble det satt ut yngel av laks i elva, men etter 1996 er det ikke tatt ut stamfisk og all ungfisk av laks etter 1997 er derfor naturlig rekruttert.

Den naturlige rekrutteringen i Enningdalselva er undersøkt mer eller mindre jevnlig etter 1997. Dette har ført til at Enningdalselva er ett av ni vassdrag i Norge der det foreligger et tilstrekkelig datagrunnlag egnet til modellering av bestands-rekrutteringsforhold (SR) hos laks (Hindar et al. 2007). Basert på SR-forhold i disse ni vassdragene, er det beregnet såkalte første generasjons gytebestandsmål for norske laksevassdrag. Gytebestandsmålet benyttes til å beregne hvor mange egg som bør gytes eller det antall hunnfisk som er nødvendig for å møte forvaltningsmålet som er satt for en bærekraftig bestand.



Parti fra Enningdalselva oppstrøms Rødsvatnet. Stasjon 8 i forgrunnen.

Den foreliggende undersøkelsen skal skaffe ytterligere informasjon om naturlig rekruttering og gi en vurdering av gytebestanden basert på studie av naturlig rekruttering og fangst av voksen laks. Resultatene skal også benyttes i arbeidet med andregenerasjons

gytebestandsmål. Her kreves et større datasett for å gjøre modellering av bestand-rekrutteringsforhold (SR) hos laks mer presis og å forstå de bestandsregulerende faktorene i de vassdragene som danner grunnlag for gytebestandsmålene, dvs. å forstå årsakene til at eggtetthetene varierer mellom/i de ni vassdragene der det er etablert bestands-rekrutteringskurver.

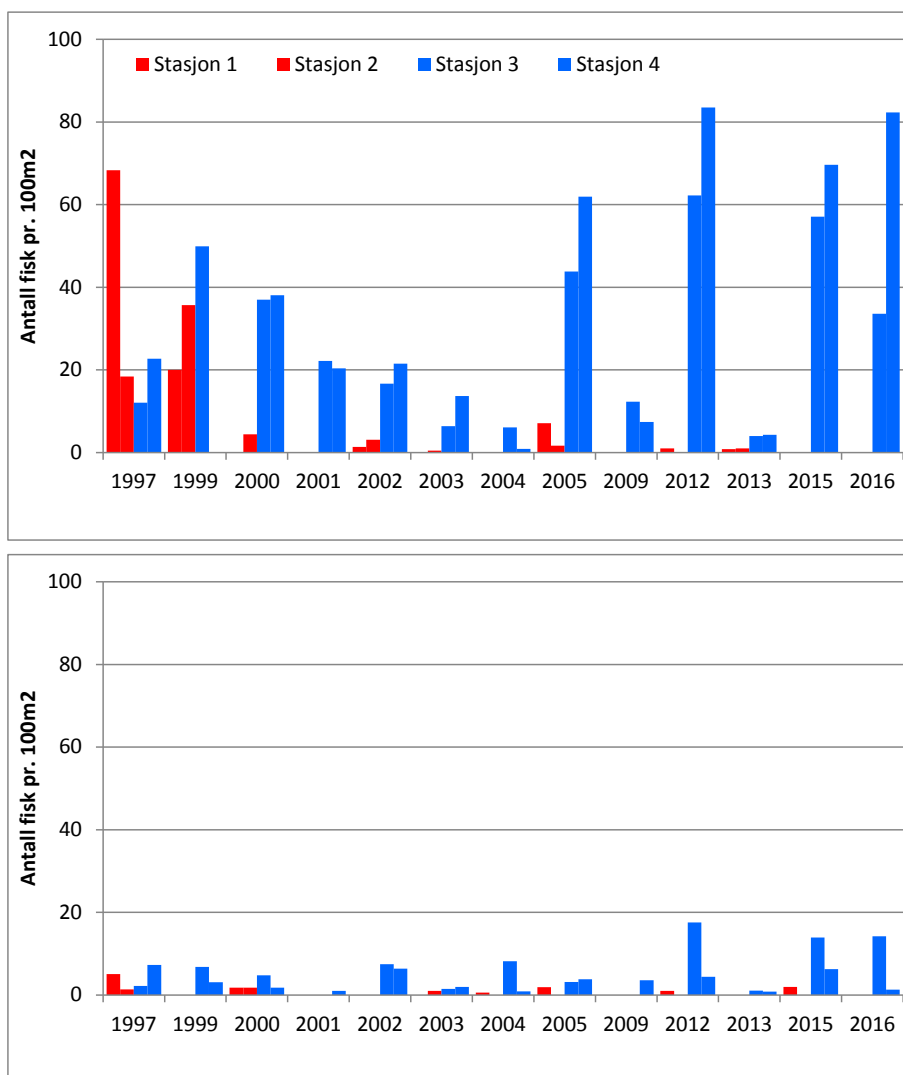


Fig. 1. Tetthet av årsunger (0+) (øverst) og eldre laksunger (nederst) på to lokaliteter ved Holtet; stasjon 1 og 2 og på to lokaliteter ved Svingen; stasjon 3 og 4, i Enningdalselva ulike år.

I de to første årene Enningdalselva ble undersøkt, 1997 og 1999, ble det funnet høye tettheter av laksunger, både 0+ og eldre, på stasjon 1 og 2 øverst i elva (Holtet) (Fig. 1). Etter 2000 er det flere år der det ikke påvises laksunger på disse to lokalitetene, og i år hvor laksunger påvises har tetthetene av årsunger (0+) ikke vært høyere enn 7 laksunger pr. 100 m² (stasjon 2 i 2005), mens den for eldre ikke har vært høyere enn 2 laksunger pr. 100 m² (stasjon 1 i 2015) (Fig. 1). Til sammenligning har tetthetene av laksunger vært høye i hele perioden på stasjon 3 og 4 (Svingen) som ligger nedenfor Kirkevatnet. For å styrke bestandene av laks og ørret ble det i 2012 utarbeidet en forvaltningsplan for Enningdalselva

(Johansson & Hesthagen 2012), der det uttalte målet var å øke antall laksunger på strekningene til 30-90 laksunger pr. 100 m² oppvekstområde. Tiltaket ble implementert i 2012 men har ikke økt tettheten av verken laks eller ørret i denne delen av elva.

I 1996 ble det igangsatt en kartlegging av bestanden av elvemusling (*Margaritifera margaritifera*) i Enningdalselva (Larsen & Karlsson 1997). Elvemuslingbestanden i Enningdalselva er en av to kjente bestander i Østfold, og inngår nå i det nasjonale overvåkingsprogrammet for elvemusling i Norge. Mulig finnes det to populasjoner av elvemusling i Enningdalselva; en i den øvre delen ved Holtet og en nedenfor Mjølnørødfossen (Larsen & Karlsson 2016). Muslingene ved Holtet skilte seg fra de i nedre del av vassdraget ved mindre total lengde (lavere tilvekst) og mindre skallvekt. Det ble antatt at populasjonene var genetisk forskjellige, de hadde en noe forskjellig livssyklus og i tillegg ulik preferanse for laks og ørret som vertsfisk for muslinglarvene; «ørretmusling» i øvre del og «lakse-musling» i nedre del av Enningdalselva (Larsen & Karlsson 2016).

Etter den første kartleggingen er det foretatt nye i 2001, 2008 og i 2015. Kartleggingen i 2008 viste at det var langt færre muslinger i øvre del av elva på strekningen mellom Nordre Bullaresjön og Kirkevatnet (Holtet) sammenlignet med 1996 og 2001. Det hadde vært en betydelig dødelighet og antall tomme skall var stor og situasjonen ble beskrevet som kritisk for denne delen av bestanden (Larsen & Karlsson 2016). Undersøkelsen i 2015 bekreftet en ytterligere reduksjon i antall elvemusling ved Holtet. I løpet av en 20-årsperiode var bestanden nå på det nærmeste borte. Hva som hadde forårsaket denne langvarige og vedvarende dødeligheten er uklar, men reduksjon finner sted samtidig med at laks- og ørretunger tilnærmet også er blitt borte fra denne delen av elva. Det er derfor stilt spørsmål om det kan være en felles faktor som gir fravær både av ørret- og laksunger og dødelighet av musling.

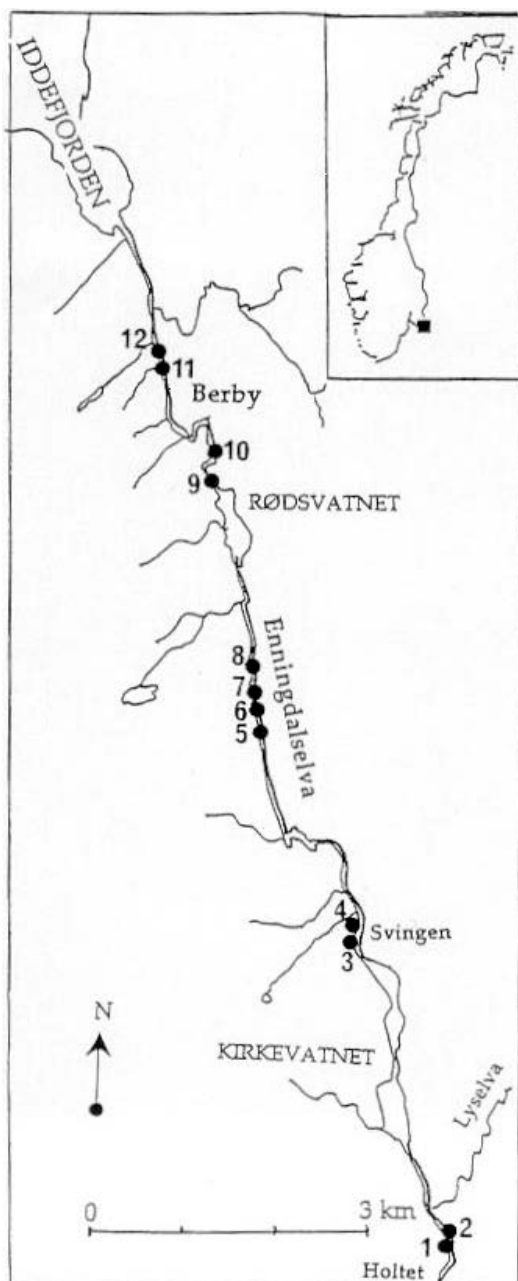
For å kunne dokumentere om årsaken kan være dårlig vannkvalitet; organisk forurensning, forsurening eller annet, ble det gjennomført en bunndyrundersøkelse høsten 2016. Bunndyr er velegnet til å karakterisere forurensningstilstand i vassdrag og til å lokalisere kilder til forurensning. Bunndyr er avhengig av vassdraget som levested og vil derfor gi bedre informasjon om forholdene over tid enn vannkjemi, også over til dels lengre tidsrom (Brittain og Saltveit 1984).

Fravær av laks- og ørretunger enkelte år kan også skyldes at laks ikke gyter ved Holtet eller at gyteaktiviteten er lav. Det ble i 2016 derfor gjennomført en registrering av gytegroper fra utløp av Nordre Bullaresjön og ned til brua ved Elgåfossen, en strekning på 1,15 km. I tillegg på en 0,3 km lang strekning fra utløp Kirkevatn (Svingen), stasjon 3 og 4, der det i hele perioden er beregnet høye tettheter av laksunger (Fig. 2), som referanse. Det er også sammenlignet med de gytegroptellingene som ble gjennomført i 1997.

2. Metodikk

2.1 Områdebeskrivelse

Enningdalselva i Halden kommune i Østfold renner nordover fra Nordre Bullaresjøen i Sverige og ut i Iddefjorden (Fig. 1). Elvestrekningen på norsk side er 13 km. Nedslagsfeltet er på ca. 780 km² og middelvannføringen er 10,3 m³/s. Den største tilløpselva er Lyselva (Elja), men en rekke mindre og større bekker renner inn i Enningdalselva. Enningdalselva renner gjennom to innsjøer, Kirkevatnet og Rødsvatnet. Til sammen utgjør innsjøene en strekning på ca. 3 km. I tillegg renner Enningdalselva langsomt over relativt lange strekninger, som



ig. 2. Kart over Enningdalselva med lokalitetene for bestandsberegning avmerket.

f.eks. ut av Nordre Bullaresjøen og fra Svingen og ned til Mjølnerød. Bunnsstrat på slike strekninger er grus, sand og mudder; mindre egnet habitat for laks- og ørretunger. Til sammen utgjør denne type elv ca. 7 km, mens de resterende 3 km er stryk, med hurtigrennende vann og grovere substrat (se side 9 og Fig. 9). Lokalitetene for bestandsberegning ble lagt til strykområdene.

Enningdalselva har en artsrik fiskefauna, bestående av minst 12 arter (Saltveit 2002). Laks (*Salmo salar*) produseres på hele elvestrekningen på norsk side, men kan vandre lenger opp i vassdraget. I tillegg til laks er ørret (*Salmo trutta*), gjedde (*Esox lucius*), laue (*Alburnus alburnus*), ørekyt (*Phoxinus phoxinus*), mort (*Rutilus rutilus*), gullbust (*Leuciscus leuciscus*), vederbuk (*Leuciscus idus*), abbor (*Perca fluviatilis*), hork (*Acerina cernua*), ål (*Anguilla anguilla*) og niøye (*Lampetra* sp.) påvist ved elektrofisket. Samtidig er nedre del av elva gyteområde for sik med tilhold i Iddefjorden.

2.2 Ungfiskebestand

Til innsamling av fisk fra til sammen 12 stasjoner (Fig. 1) ble det benyttet et elektrisk fiskeapparat konstruert av Terik Technology. Maksimum spenning er 1600 V og pulsfrekvensen er 80 Hz. På hver stasjon ble en lengde på ca. 30 m overfisket og det ble fisket fra bredden og så langt ut i elva som det var mulig å fiske effektivt (3-6 m).

F

Den fangete fisken ble artsbestemt og lengdemålt i felt til nærmeste mm. På grunnlag av lengde-frekvenskurver ble materialet av laks og ørret delt i årsunger (0+) og eldre fisk, hovedsakelig 1+. Noen fisk ble tatt med for aldersbestemmelse. Stasjonene ble overfisket tre ganger og tetthet er beregnet ut fra avtak i fangst basert på gjentatte uttak med tre gangers overfisking av arealet, "successive removal" (Zippin 1958, Bohlin et al. 1989). I beregningene av tetthet er det for laks og ørret skilt mellom årsunger (0+) og eldre ungfisk ($\geq 1+$) basert på lengde-frekvensfordeling og tetthet er oppgitt som antall fisk pr. 100 m², og er beregnet for hele elva og for alle enkeltstasjoner. Tabell 1 viser det totale materialet som bestandsberegningene og lengdefordelingene er basert på, også fra tidligere års undersøkelser. I 1997 og 2004 ble det fisket på 11 stasjoner.

Tabell 1. Antall laks og ørret som ligger til grunn for beregninger, antall lokaliteter undersøkt og samlet størrelse på det avfiskede elvearealet ulike år i Enningdalselva.

ÅR	Antall fisk		Antall lokaliteter	Areal (m ²)	Periode for innsamling
	LAKS	ØRRET			
1997	517	24	11	2488	17.9 – 3.10
1999	484	12	12	1536	21. – 24.09
2000	444	4	12	1617	3. – 6.10
2001	151	9	12	1791	9. – 12.10
2002	371	16	12	1697	8. – 10.10
2003	196	16	12	1661	8. – 11.10
2004	82	13	11	1404	Høst/vinter
2005	555	26	12	1678	28. – 30.09
2009	206	14	12	1147	2.10
2012	420	30	12	1121	2.09
2013	73	4	12	1194	17.10
2015	479	16	12	1084	20.08
2016	469	33	12	1243	1.09

Fiskeundersøkelsen skal beskrive bestandstetthet, artssammensetning og størrelsesfordeling. Resultatene er sammenlignet med tidligere undersøkelser.

For at resultatene skal være mest mulig direkte sammenlignbare mellom år ble undersøkelsen forsøkt utført ved samme tidspunkt og vannføring hver høst, noe som derved gir tilnærmet samme vanddekkete areal, substrat, vannhastighet og temperatur. Dette var imidlertid ikke mulig alle år.

2.3 Kartlegging av gytegroper

Formålet var ikke å kvantifisere antall groper, men å vurdere om forskjeller i gyteaktivitet ved Holtet sammenlignet med Svingen kunne forklare fravær eller de svært lave tetthetene av laksunger ved Holtet; stasjon 1 og 2.

Kartlegging av gytegroper ble gjort ved undervannsobservasjon ved snorkling i elva. Siktedypet er ofte et problem ved snorkling, og spesielt i Enningdalselva som er sterkt påvirket av

humus. Siktedypet var ved befaringen anslagsvis ca 3 meter. Tellingene ble utført 20. desember 2016. Det ble ved enkelte anledninger foretatt graving etter rogn i elvebunnen for å fastslå at gyting hadde funnet sted.

2.4 Bunndyr

Hensikten med undersøkelsen av bunndyr høsten 2016 var å dokumentere om årsaken til at det ikke påvises laksunger på stasjon 1 og 2 øverst i elva kan skyldes dårlig vannkvalitet; organisk forurensning, forsuring eller annet. For bunndyr finnes standardiserte metoder (Norsk Standard; NS-ISO 7828) for å vurdere økologisk tilstand (Veileder 01:2009).

Det er benyttet flere indekser for å beskrive tilstanden hos bunndyr. EPT-indeksen og ASPT-indeksen, brukes i klassifiseringen av vannforekomster med hensyn til organisk forurensning iht. Vanddirektivet, men Raddum-indeks brukes ved forsuring. ASPT-indeksen (**A**verage **S**core **p**er **T**axon) baserer seg på toleransegrenser for organisk forurensning hos ulike grupper og arter (Armitage *et al.*, 1983). Denne indeksen har verdier fra 1-10 (Tabell 1). Grensen mellom god og moderat økologisk tilstand er satt til 6, og verdier over dette er tilstandsmål for alle vassdrag.

Bunndyr ble samlet inn på tre stasjoner, på stasjon 2 og som referanser en stasjon ovenfor stasjon 2 kalt stasjon 0 og på stasjon 4 ved Svingen. Til innsamling ble sparkemetoden benyttet (Hynes 1961, Frost et al. 1971). Det ble anvendt en håv med maskevidde 0,45 mm med åpning 30 x 30 cm montert på et skaft. Ved innsamling i rennende vann holdes håven vertikalt med rammens nedre kant mot substratet slik at strømmen går rett inn i åpningen. Med en fot blir substratet i forkant av håven rotet opp slik at dyr, planter og organisk materiale blir ført med strømmen inn i håven. Alle prøvene ble fiksert med etanol i felt. Bunndyrene ble plukket ut, sortert og bestemt i laboratoriet.

3. Resultater

3.1 Lengdefordeling og vekst

Laks

Laksungene fordelte seg i to lengdegrupper, årsunger (0+) og ettåringer (1+) (Fig.3). Det ble fanget svært få laksunger i 2013. Årsungene var mellom 56 og 87 mm. Gjennomsnittslengden var $70,4 \pm 2,1$ mm (95 % K.I.). Eldre laksunger var i hovedsak større enn 115 mm, og hadde en gjennomsnittslengde på $134,1 \pm 5,8$ mm (Tabell 2).

I 2015 var årsungene (0+) mellom 50 og 85 mm og hadde en gjennomsnittslengde på $65,4 \pm 0,6$ mm (95 % K.I.) (Tabell 2). Årsunger (0+) i 2015 var små og signifikant mindre enn tidligere år, med unntak av de i 1997 og 2012. Eldre laksunger var i hovedsak større enn 115 mm, og hadde en gjennomsnittslengde på $130,8 \pm 3,6$ mm (Tabell 2).

Årsunger (0+) dominerte materialet av laksunger også i 2016 (Fig. 3). Årsungene var da mellom 43 og 82 mm og hadde en gjennomsnittslengde på $61,7 \pm 1,5$ mm (K.I.) (Tabell 2). Dette er den statistisk signifikant laveste gjennomsnittslengden på årsunger som er målt

siden undersøkelsene startet. Fisk med to vekstsesonger (1+) var dette året i hovedsak mellom 105 og 135 mm, mens største laksunge var 157 mm.

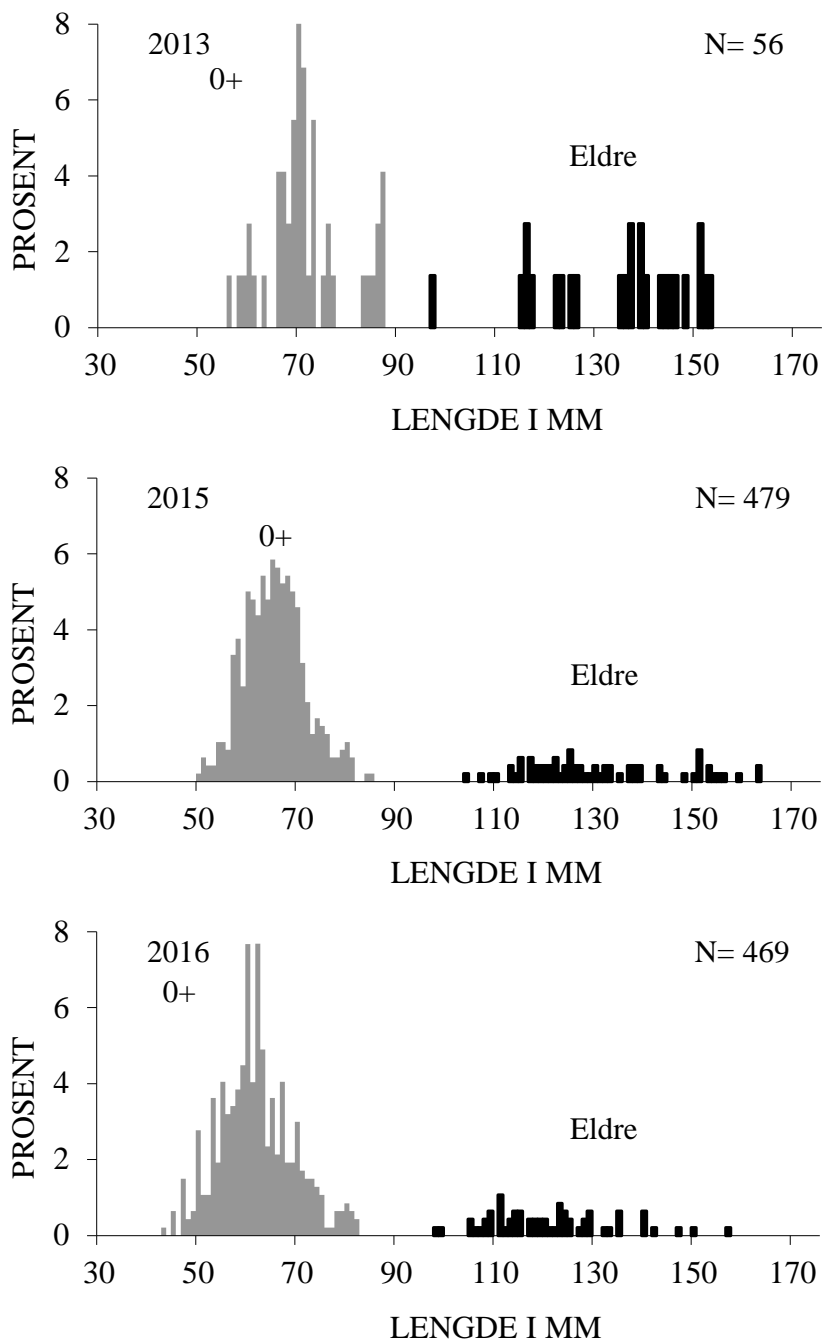


Fig. 3. Prosentvis lengdefordeling av laksunger i Enningdalselva høsten 2013, 2015 og 2016.

Tabell 2. Gjennomsnittslengde i mm hos årsunger (0+) og 1+ laks ulike år i Enningdalselva. Avvik fra middel er oppgitt som 95 % K.I. N= antall fisk.

ÅR	Årsunger 0+ Lengde ± 95% K.I	N	1+ Lengde 95% K.I	N
1997	66,7 ± 0,7	392	136,1 ± 1,9	124
1999	69,6 ± 0,9	410	138,1 ± 3,6	74
2000	75,9 ± 1,2	365	135,2 ± 3,0	76
2001	74,1 ± 1,4	118	137,2 ± 6,8	33
2002	72,0 ± 1,2	258	131,2 ± 2,3	121
2003	70,6 ± 1,4	115	135,7 ± 2,7	79
2004 ¹⁾	78,0 ± 2,0	52	125,0 ± 7,5	30
2005	68,1 ± 1,0	473	131,6 ± 3,5	82
2009	75,0 ± 1,2	141	130,5 ± 3,2	62
2012	66,1 ± 0,8	290	129,7 ± 2,3	130
2013	70,4 ± 2,1	45	134,1 ± 5,8	28
2015	65,4 ± 0,6	409	130,8 ± 3,6	70
2016	61,7 ± 0,7	407	121,0 ± 3,1	62

1) Spesielle forhold ved innsamling

I 1997, 2005 og 2012 var årsungene også små og sammen med de i 2015 og 2016 statistisk signifikant ($p < 0.05$) mindre enn øvrige år. Noe av årsaken til at årsunger har en lavere gjennomsnittslengde enkelte år kan forklares av innsamlingstidspunktet. Både i 2015 og 2016 ble innsamlingene gjort i august før vekstsesongen er avsluttet helt, mens de andre år er gjennomført sent i september eller oktober. Dette forholdet vil for så vidt også gjelde 1+.

Veksten til laksunger i Enningdalselva er svært god, og nær all laks smoltifiserer sannsynligvis etter to vekstsesonger, dvs. som 2+.

Lengde av 0+ laks på de ulike lokaliteter

I 2013 var årsungene av laks større på alle lokalitetene i Enningdalselva, spesielt på de stasjonene som ligger ovenfor Rødsvannet, stasjon 1 til 8 (Fig. 4). Større gjennomsnittslengde i 2013 kan skyldes innsamling i midten av oktober, mens innsamlingene i 2015 og 2016 foregikk i slutten av august og 1. september, altså før vekstsesongens slutt. Det ble også fanget få 0+ i 2013. De lave tetthetene i 2013 kan også ha medført redusert konkurranse om habitat og næring, og derved bedre vekst.

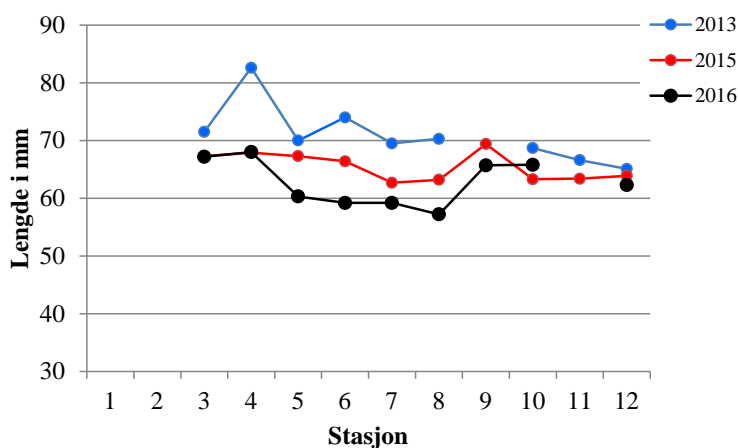


Fig. 4. Gjennomsnittslengde til årsunger (0+) laksunger på ulike stasjoner i Enningdalselva høsten 2013, 2015 og 2016.

I 2015 og 2016 var det ingen forskjell i gjennomsnittslengde hos 0+ på de to stasjonene nedenfor Kirkevannet (stasjon 3 og 4), og på stasjonene nedenfor Rødsvannet; stasjon 9 til 12. Imidlertid synes årsungene å vokse langsommere på stasjonene mellom Mjølnerød og Rødsvannet i 2016, og generelt sett var veksten til årsunger her lavere begge år enn på lokalitetene ovenfor og nedenfor (Fig. 4). Dette kan skyldes høyere tettheter av fisk her, men også temperatur, siden stasjonene nedenfor innsjøene (st 1-4, st 9 og 10) trolig har høyere og mer stabil temperatur.

3.2 Fisketetthet

Laks

Tettheten av årsunger (0+) har variert svært mye i perioden 1997 til 2016 (Fig. 5). Inntil 2015 ble de høyeste tetthetene av årsunger (0+) ble beregnet i 1999, i 2005 og i 2012, alle år med tettheter over 30 fisk/100 m². Høyere tetthet av årsunger beregnes i 2015 og i 2016, med henholdsvis 42,5 og 41,1 fisk/100 m². Dette var en statistisk signifikant høyere tetthet enn i de tidligere år. Mellom 2015 og 2016 var det ingen signifikante forskjeller. De laveste 0+ tetthetene ble beregnet i 2001, 2003, 2004 og i 2013. Dette var år med tettheter av 0+ lavere enn 10 fisk/100 m². De lave tetthetene som ble beregnet i 2004 skyldes spesielle forhold med mye vann ved innsamling og at noe av fisket måtte gjøres om vinteren. I 2013 kan de lave tetthetene som beregnes da ikke tilskrives dårlige forhold.

Tettheten av 1+ laks i 2012, 12,9 fisk/100 m², er den statistisk signifikant høyeste som er beregnet siden undersøkelsene startet (Fig. 5). Tidligere var de høyeste tetthetene av 1+ 8,2 og 7,6 fisk/100 m², beregnet henholdsvis i 2000 og 2002. I 2013 var tetthetene av 1+ lave, og på nivå med de beregnet i 2001 og 2004. Lave tettheter av 1+ i 2004 skyldes de spesielle forholdene under innsamling dette året, se ovenfor. Tetthetene av 1+ i 2015 og 2016 var ikke signifikant forskjellige og var på nivå med de beregnet i 2000 og 2002. År med høye 0+ tettheter gir ikke tilsvarende høye tettheter av 1+ påfølgende år. Det kan derfor tenkes at noe smolt går ut som 1+, eller at dødeligheten er tilsvarende høy jo høyere tetthet av årsunger er (tetthetsavhengig).

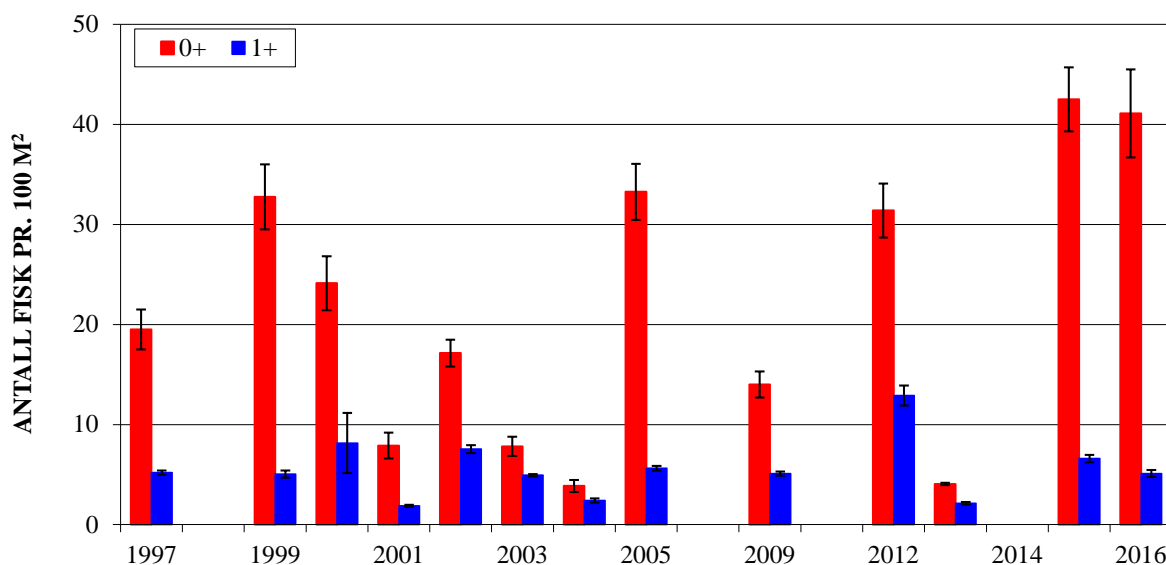


Fig. 5. Beregnet gjennomsnittlig tetthet av årsunger (0+) og 1+ laks (antall pr. 100 m²) på strykstrekninger i Enningdalselva om høsten ulike år.

Tetthet på de ulike lokaliteter

I 2013 ble det beregnet svært lave tettheter av både årsunger 0+ og eldre laksunger på alle stasjoner (Fig. 6). Det var bare på stasjon 8 at det ble beregnet flere 0+ enn 10 fisk pr. fisk/100 m², mens bare stasjon 7 og 11 hadde flere eldre laksunger enn 5 individer pr. fisk/100 m².

I 2015 og 2016 ble det ikke funnet årsunger på de to øverste stasjonene (Fig. 6). På de to stasjonene som ligger rett nedenfor Kirkevannet; Svingen, var tettheten av 0+ høy, men noe lavere på stasjon 3 i 2016. På stasjonene mellom Mjølnerød og ned til Rødsvannet, var tettheten av 0+ også høy begge år, spesielt på stasjon 7 og 8, og det var ikke store forskjeller mellom de to årene (Fig.6). På stasjonene nedenfor Rødsvannet beregnes det betydelig lavere tetthet av 0+ enn ovenfor vannet, og tettheten av 0+ var her høyere i 2015 enn i 2016.

Generelt sett beregnes det lave tettheter av eldre laksunger på alle lokalitetene (Fig. 6). Alle tre år beregnes de høyeste tetthetene av eldre laksunger på stasjon 7, og det var bare her at det var en høyere tetthet enn 20 fisk/100 m²; i 2015. Eldre laksunger ble ikke funnet på stasjon 1 og 2 i 2016, ikke på stasjon 2 i 2015 og ikke på stasjon 1 i 2013.

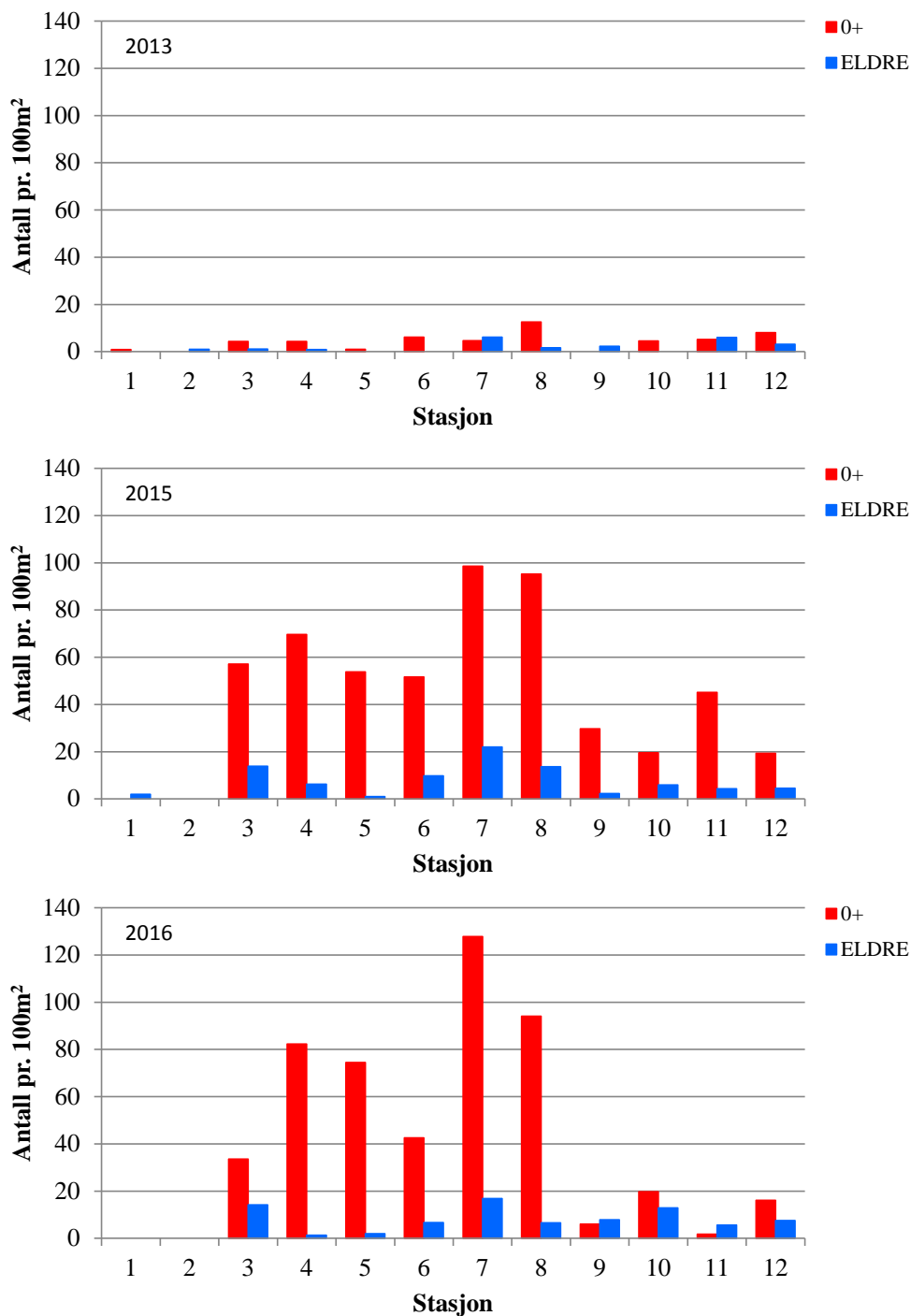


Fig. 6. Beregnet gjennomsnittlig tetthet av årsunger (0+) og 1+ laks (antall pr. 100 m²) på ulike stasjoner i Enningdalselva om høsten 2013, 2015 og 2016.

Ørret

Ørret har i hele perioden vært sparsomt representert i selve Enningdalselva. I 2013 ble det bare fanget fire ørret og en av disse var årsunge. I 2015 ble det også fanget relativt få ørret, til sammen 16 individer. Av disse var 12 årsunger og tettheten av disse ble beregnet til 1,4 fisk/100 m². I 2016 ble det fanget noe flere ørret, til sammen 33 individer. Tettheten av

årsunger ble da beregnet til 1,9 fisk/100 m², mens tettheten av eldre ørret var 1,1 fisk/100 m².

Ørret blir ikke funnet på alle lokalitetene. I 2013 ble det funnet ørret på seks av lokalitetene, mens ørret ble funnet på 7 av lokalitetene i 2015. I 2016 var det ikke ørret på stasjon 4 og 9. Ørret blir i hovedsak funnet på stasjonene nedenfor og rett ovenfor Rødsvannet. Den totale bestandstetthet av ørret i hovedelva har i hele perioden vært svært lav. I 1997, 2002 og 2003 ble tettheten beregnet til ca. 1 ørret pr. 100 m², mens den i 2005 var 1,6 fisk/100 m², til nå den høyeste som er beregnet (Saltveit 2006).

3.3 Kartlegging av gytegrøper

På strekningen fra utløp Norra Bullaresjö til Lyselva (Elja) (oppstrøms Kirkevann), ble det oppstrøms området der stasjon 1 og 2 ligger sett en laks på ca. 7 kg. På en strykstrekning nedenfor stasjonene, rett før elva går over i et stilleflytende parti ned mot Lyselva, ble det sett tre gytegrøper (Fig.7). Det habitatjusterte området, der stasjon 1 og 2 ligger ble undersøkt særdeles grundig, men det ble ikke funnet gytegrøper her.

På utløpet fra Kirkevannet ble det registrert fem gytegrøper, mens det i selve Svingen, i området for stasjon 3 og 4, ble sett tre grøper og to større gyteområder (flere grøper i hverandre) (Fig.7).

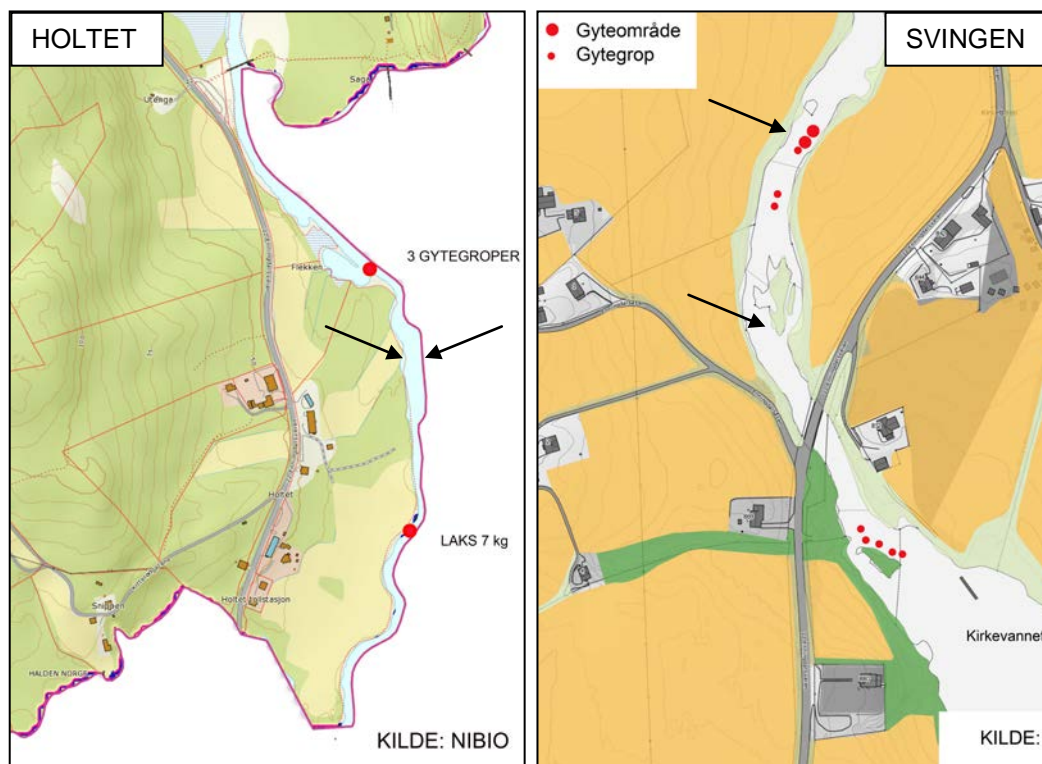


Fig. 7. Kart over de to områdene i Enningdalselva der det ble foretatt kartlegging av gytegrøper. Pilene angir beliggenhet av stasjon 1 og 2 ved Holtet og stasjon 3 og 4 ved Svingen. Kilde kart: NIBIO.

3.4 Fangst og avkastning

Fram til 1968 ble det ikke skilt mellom laks og sjøørret i fangststatistikken. Imidlertid fanges det generelt svært lite sjøørret i Enningdalselva. Siden sidebekker ikke er tatt med i statistikken, gir fangststatistikken derfor et rimelig godt bilde av variasjonen i fangst av laks også før 1968. Generelt var fangstene lavere før 1985 enn i årene etter, da det generelt fant sted en gradvis økning i fangsten av laks. Imidlertid er det nå relativt store variasjoner i fangst mellom år. Ett toppår kom i 1987 med hele 1620 kg, som er det eneste året sammen med 1996, 2003, 2010 og 2012 hvor det ble fanget mer enn 1000 kg laks i elva. Flere år er utbyttet lite, med fangster under 500 kg, nå sist i 2014 og 2016, da det ble fanget og avlivet 342 og 376 kg laks. Ikke siden 1994 da det ble tatt 376 kg har fangsten vært så lav som i 2014 og 2016. I 2015 tok fangstene seg opp og det ble tatt 983 kg.

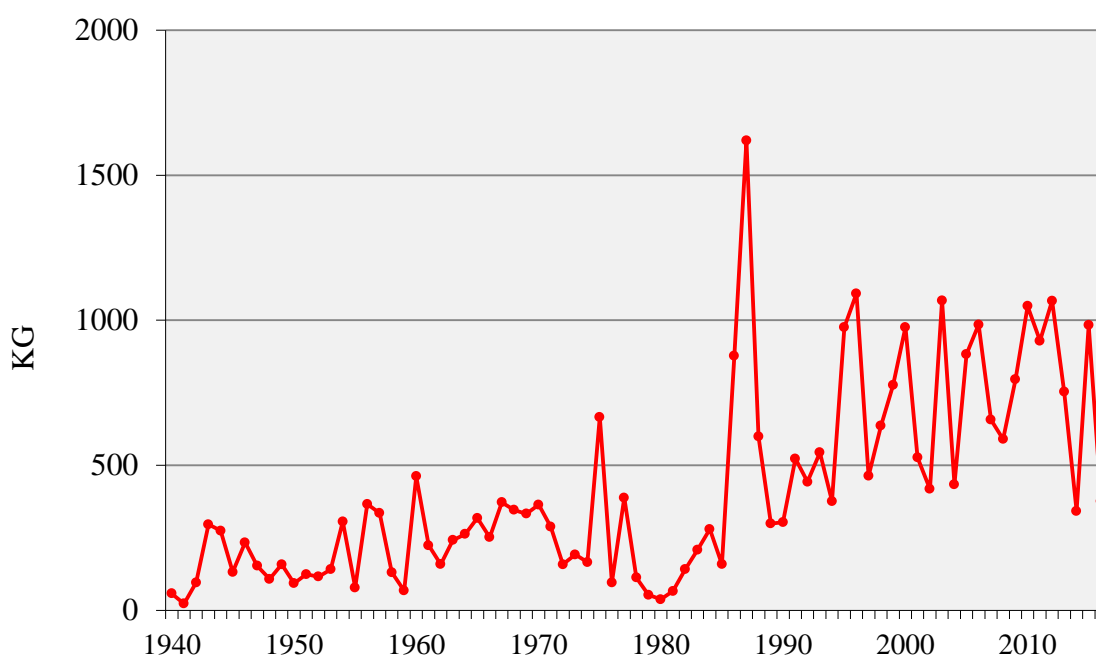


Fig. 5. Fangst av laks (avlivet) i Enningdalselva i perioden 1940 til 2016.

3.5 Bunndyr

Faunaen var relativt variert. Antall bunndyr var høyest på stasjon 0 og på stasjon 4 (Fig. 6). På stasjon 0 dominerte vårfluer sammensetningen og disse utgjorde her til sammen c 60 % av faunaen. Andelen vårfluer avtok nedover elva, mens andel fjærmygg økte betydelig på stasjon 4, der de utgjorde 56 % av faunaen. Til sammen ble det funnet minst 7 arter døgnfluer, fire steinfluearter og 14 arter av vårfluer (Fig. 6 og Tabell I i Vedlegg). Flere vårfluearter var spesielt tallrike, og de fleste av disse var nettspinnende vårfluer knyttet til utløp av innsjøer, som alle artene av *Hydropsyche*, i tillegg til *Neureclipsis bimaculata* og *Cheumatopsyche lepida*. En nettspinnende art, *Chimarra marginata*, ble bare funnet på stasjon 4 nedenfor Kirkevannet.

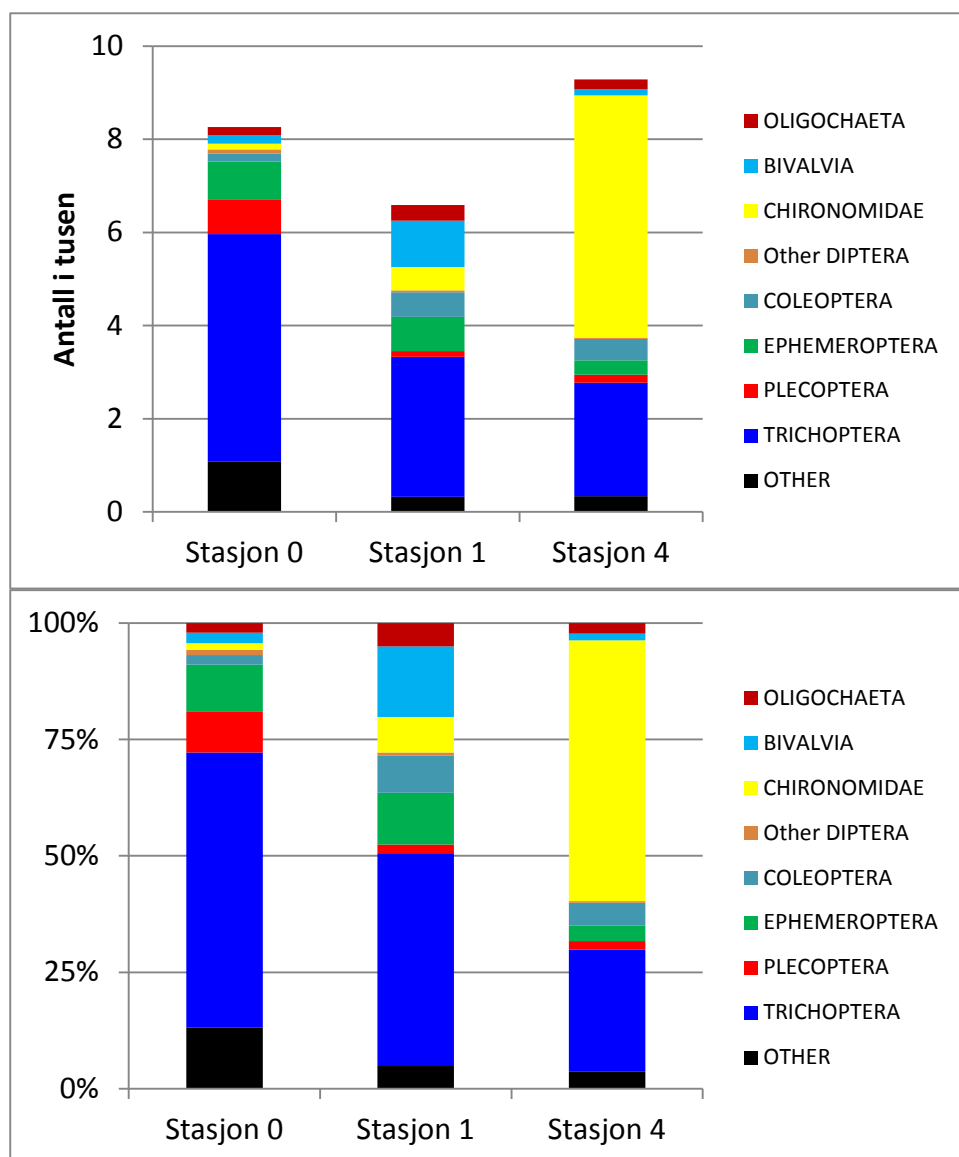


Fig. 6. Antall (N/minutt) og prosentvis sammensetning av bunndyr på tre lokaliteter i Enningdalselva i september 2016.

Det ble kun funnet fire arter steinfluer (Tabell I i vedlegg). Øverst dominerte *Isoperla* sp. og *Taeniopteryx nebulosa*, mens disse to artene sammen *Leuctra fusca* utgjorde det meste av steinfluefaunaen på stasjon 1 og stasjon 4. Hos døgnfluer var *Baëtis fuscatus* og *Caenis luctuosa* de mest tallrike.

Sammen med en rik og variert døgnfluefauna, der flere av artene er lite tolerante for forurening, viser også tilstedeværelse av snegl (*Ancylus fluviatilis*) og muslinger og en Raddum-indeks lik 1, at Enningdalselva ikke er påvirket av forurening. ASPT-verdiene varierte mellom 6,04 og 6,46 (Tabell 3). Disse verdiene viser «God økologisk» tilstand. EPT-verdiene er også høye. Stasjon 1, der det altså ikke påvises laksunger og der det dokumenteres dødelig og en

sterkt redusert bestand av elvemusling (Larsen & Karlsson 2016), hadde høyere ASPT-verdier og EPT-verdier enn stasjonen ovenfor og stasjonen nedenfor.

Tabell 3. ASPT-verdi og EPT-verdier og Raddum II Index verdi for tre ulike lokaliteter i Enningdalselva i september 2016.

Parameter/stasjon	Stasjon 0	Stasjon 1	Stasjon 2
ASPT-verdi	6,21	6,46	6,04
EPT verdi	21	25	20
Raddum II index	1	1	1

4. Kommentarer

4.1 Ungfisk og elvemuslingbestand ved Holtet

Elvemuslingbestanden i Enningdalselva er en av to kjente bestander i Østfold, og inngår i det nasjonale overvåkingsprogrammet for elvemusling i Norge. Mulig finnes det to separate populasjoner av elvemusling i Enningdalselva; en i den øvre delen ved Holtet og en nedenfor Mjølnerødfossen (Larsen & Karlsson 2016). Muslingene ved Holtet skiller seg fra de i nedre del av vassdraget ved å ha mindre total lengde (lavere tilvekst) og mindre skallvekt. Det er antatt at populasjonene er genetisk forskjellige, de har en noe forskjellig livssyklus og i tillegg ulik preferanse for laks og ørret som vertsfisk for muslinglarvene; «ørretmusling» i øvre del og «laksemusling» i nedre del av Enningdalselva (Larsen & Karlsson 2016).

Det dokumenteres en reduksjon i antall individer ved Holtet siden overvåkningen av disse startet i 1996. En stor andel tomme skall blir funnet og antall levende individer er sterkt redusert, noe som gjør at situasjonen beskrives som kritisk. I følge Larsen og Karlsson (2016) er det ingen grunn til å tro at dødeligheten er knyttet til høyt næringsinnhold, forsuring eller tungmetaller. Tettheten av ørret her er imidlertid lavere enn det som er antatt å være et minimum for å opprettholde bestanden av elvemusling, og mangel på vertsfisk kan ha vært en medvirkende årsak til at rekrutteringen har sviktet og bestanden har gått tilbake, men ikke til at det påvises nylig døde muslinger. Siden dette er en ørretmusling, kan ikke årsaken til reduksjon i bestand knyttes til de senere års fravær eller enkelte sterkt reduserte tetthet av laksunger i denne delen av elva.

For å styrke bestandene av laks og ørret ble det i 2012 utarbeidet en forvaltningsplan for Enningdalselva (Johansson & Hesthagen 2012), der det uttalte målet var å øke antall laksunger på strekningene (30-90 laksunger pr. 100 m² oppvekstområde). Tanken var at et bedre habitat også skulle føre til større tetthet av vertsfisk for elvemuslingens larver, og dermed styrke bestanden av muslinger på lang sikt. Tiltaket som ble implementert i 2012 har imidlertid ikke økt tettheten av verken laks eller ørret.

Fravær av ørret- og laksunger og dødelighet av musling kan ha samme årsak. En vurdering basert på bunndyr gir imidlertid ingen indikasjoner på at vannkvalitet eller økologiske forhold er dårligere på det området der det dokumenteres overdødelighet av musling og nå lave tettheter av laksunger. Fravær eller svært lave tettheter av laksunger siden 2000 kan

snarere være forårsaket av det ikke gytes i området der stasjon 1 og 2 ligger. Her ble det søkt i hele strykstrekkets fulle bredde etter gytegroper. I 2016 ble alle gytegroper funnet lenger ned i elva; de ved Holtet ble funnet nedenfor stasjon 1 og 2 (Fig. 7). I området nedenfor Kirkevatnet og Svingen var antall gytegroper høyt, og garantert høyere enn det som ble registrert. Registreringen ble avsluttet før hele området var undersøkt, da det antall gytegroper som ble registrert var tilstrekkelig som forklaring på årsak til forskjeller i tetthet mellom de to områdene.

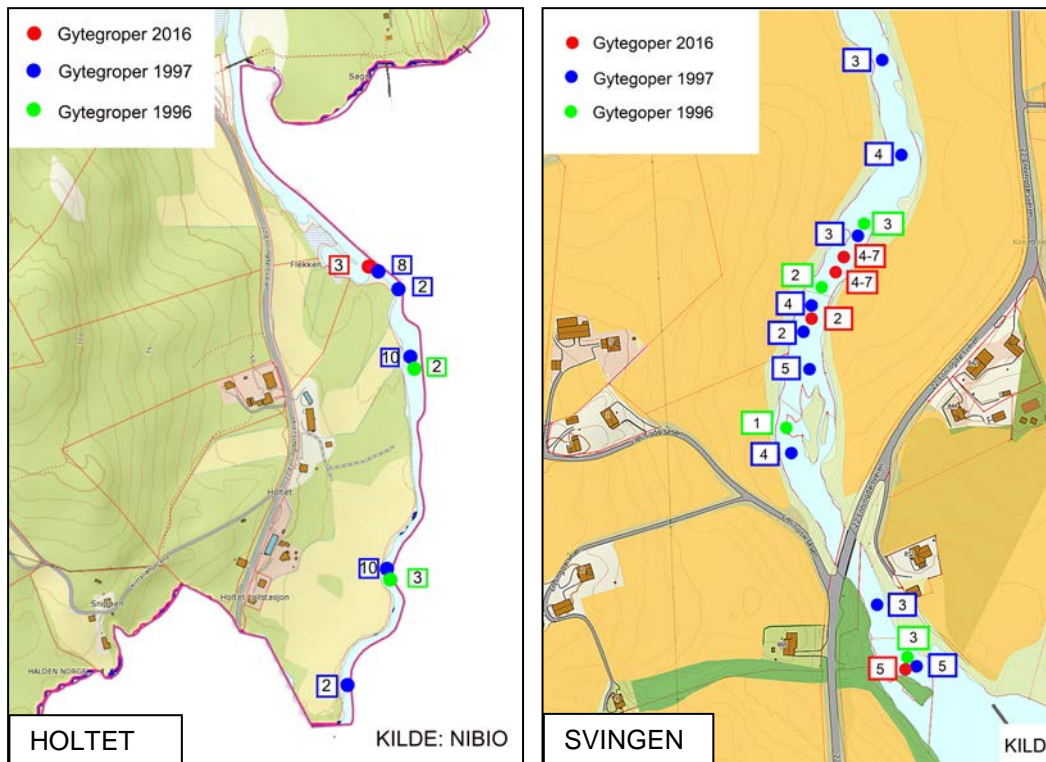


Fig. 7. Kart over to områder i Enningdalselva der det er foretatt kartlegging av gytegroper i 1996, 1997 og i 2016, med antall groper funnet de tre ulike år. Kilde kart: NIBIO.

Sammenlignes det med de to første årene undersøkelsen ble gjennomført i elva; 1996 og 1997, var det stor gyteaktivitet også ved Holtet (Fig. 7). Registreringen av groper lagt i 1996 ble gjennomført i januar 1997 grunnet høy vannføring høsten 1996 og under dårlige siktforhold. Som det fremgår ble det i 1996 gytt minimum fem groper ved Holtet, to groper der stasjon 1 og 2 ligger og tre groper ovenfor. Høsten 1997 var antallet groper ved Holtet 32, og av disse ble 12 groper funnet ovenfor stasjon 1 og 2, og ti groper i området stasjonene ligger. Til sammenligning ble det altså i 2016 funnet tre groper, alle nedenfor stasjonsområdet (Fig. 7). I Svingen, der det i hele perioden er beregnet tilfredsstillende tettheter av laksunger, dokumenteres heller ingen store endringer i gyteaktivitet, selv om antallet i 1996 var noe lavere av årsaker nevnt ovenfor. Antall groper i 1996, 1997 og 2016 var her henholdsvis minst 9, 33 og 15.

For laks kan det derfor trolig være fravær av gyting som er årsak til at det ikke påvises laksunger ved Holtet.

4.2 Fangst, gytebestand, gytebestandsmål

Enkelte år og spesielt i 2015 og 2016 er det beregnet svært høye tettheter av årsunger i Enningdalselva, noe som tyder på svært god rekruttering og en tilfredsstillende gytebestand. På grunn av dårlig sikt er det imidlertid vanskelig å få et mål på gytebestandens størrelse ved å telle gytefisk og gytegroper i elva. Gytebestandens størrelse og rogn tetthet i elva er derfor beregnet på grunnlag av fangst. Fangst kan brukes som et mål for antall gytefisk i elva (Rosseland 1979, Sættem 1995, Sægrov og Kålås 1996).

Basert på oppgitte fangster fordelt på vektklasser (< 3 kg, 3-7 kg, > 7 kg) kan gytebestand (gitt 50% fangstandel) (Fig. 7) og antall rogn gytt ulike år beregnes (Fig. 8). I beregningene av antall rogn er det antatt at andel hunnfisk hos laks < 3 kg er 18,9 %, mens det for laks mellom 3 kg og 7 kg (mellomlaks) og for fisk > 7 kg (storlaks) er forutsatt en andel hunnfisk på henholdsvis 54,8 % og 42,3 % (Anon 2010a). Det er videre lagt til grunn en fekunditet på 1424 egg/kg hunnfisk.

Det er relativt store variasjoner i beregnet antall rogn lagt i elva. De laveste antall ble beregnet i 1993 og 1994, med et totalt antall lavere enn 250 000 rogn. I 1993 var andelen fisk i vektklassen < 3 kg svært stor, men bidraget fra disse til egg tettheten er ikke tilsvarende stort. I 1994 var gytebestanden totalt sett liten. I de senere år er antall smålaks i bestanden redusert, mens antall mellomlaks og storlaks har økt. I 2014 ble imidlertid gytebestanden beregnet til å være liten. For til sammen åtte år er det beregnet et eggantall større enn 600 000. Høyeste antall ble beregnet i 2003 (Fig 8).

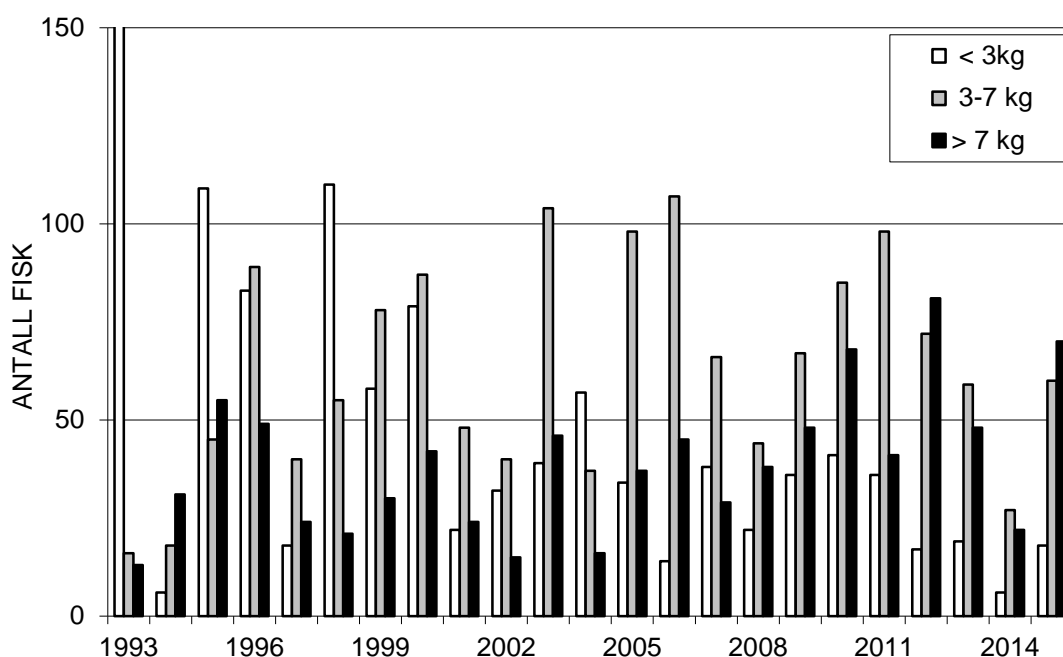


Fig. 7. Antall gytefisk i ulike vektkategorier ulike år i Enningdalselva. (Data fra Offentlig statistikk og Arb. Jeger- og fiskeforening Halden).

Gyting hos laks er begrenset til egnede områder på strykstrekningene, og til utløpsområdene fra innsjøene og større kulper. Gyteområdene i Enningdalselva på norsk side finnes derfor på

en samlet strekning på bare ca. 3 km, fordelt på tre elveavsnitt. Elvearealet med strykstrekninger og strykområder er beregnet til 45 000 m². Dersom dette arealet legges til grunn beregnes antall egg som legges å være mellom 5,0 pr. m² (1993) og hele 15,9 pr. m² i 2003 (Fig. 8). Nedre grense for å sikre full rekruttering er et sted mellom 1 og 3 rogn pr. m² (Gibson 1993, Sættem 1995), men vil være avhengig av habitat, bæreevne og antall år på elv før smoltifisering. Det er stor forskjell mellom årene, men beregningene viser at Enningdalselva siden 1993 har hatt eggtettheter som ligger over grensen for det som regnes som tilstrekkelig for å sikre full rekruttering, dvs. "fylle" elva med rekrutter.

Enningdalselva er ett av ni vassdrag i Norge der det var tilstrekkelig med data som var egnet til modellering av bestand-rekrutteringsforhold (SR) hos laks (Hindar et al. 2007). Basert på SR-forhold i disse ni vassdragene, er gytebestandsmålene i norske laksevassdrag gruppert i fire kategorier etter hvor produktive de er. I de minst produktive elvene, kalde og næringsfattige, trengs det færre enn 1,5 egg/m². I de mest produktive mer enn 5 egg/m². Gytebestandsmålet benyttes sammen med elveareal til å beregne hvor mange egg som bør gytes totalt i vassdraget og det antall hunnfisk som er nødvendig for å møte gytebestandsmålet. Det er de GIS-baserte elve-arealene som til nå er lagt til grunn for beregning av antall rogn eller hunnfisk som er nødvendig for å møte gytebestandsmålet i ulike norske vassdrag, så også i Enningdalselva (Anon 2010a). I de GIS-baserte elvearealene er ikke habitatets egnethet for produksjon av laks vurdert. GIS-baserte målinger fra digitalt kartverk gir for Enningdalselva et totalt elveareal på 328 000 m².

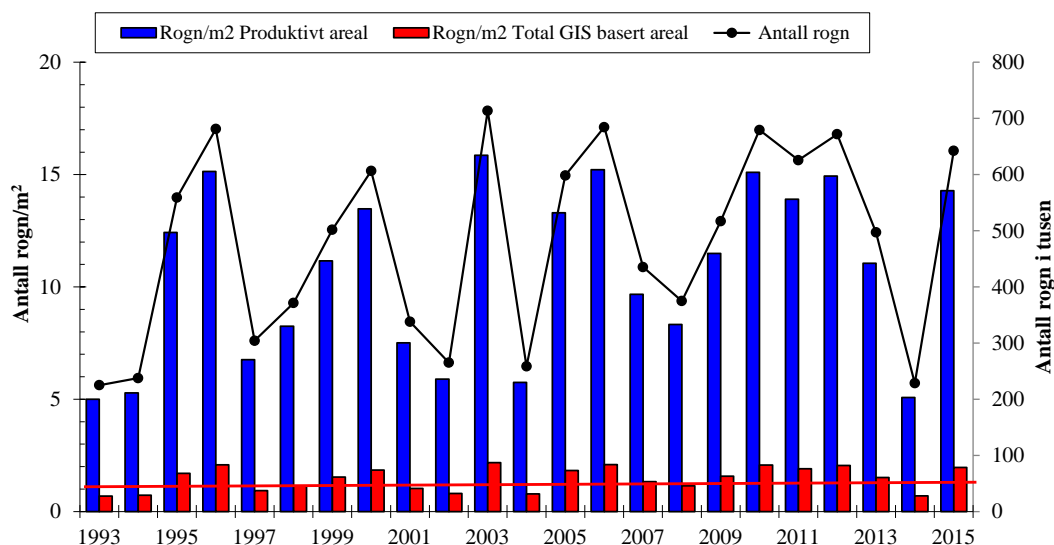


Fig. 8. Beregnet antall rogn (i tusen) og antall rogn pr. m² gitt et areal på 45 000 m² (areal med egnet laksehabitat) og på 328 000 m² (total areal) lagt av laks ulike år i Enningdalselva. Figuren viser de to oppgitte gytebestandsmål (blå og røde søyler).

Gytebestandsmålene som nå er gitt for til sammen 439 norske laksevassdrag er såkalte førstegenerasjon gytebestandsmål, og tar kun hensyn til vanndekket elveareal under vurdering av egnethet for produksjon av laks. Et førstegenerasjons gytebestandsmål for Enningdalselva er av Vitenskapelig råd for lakseforvaltning satt til 1 egg m² vanndekket totalt

elveareal (Anon 2010a). Dette er mål for vassdrag som bl.a. er karakterisert ved "dårlig habitat for produksjon av laksunger (store arealer uten skjulmuligheter), kort vekstsesong (lav sommertemperatur eller også lang vinter), dårlig produksjon av næringsdyr, og/eller et artsrikt fiskesamfunn (inkl. predatorer som gjedde)" (Hindar et al. 2007). Dette gytebestandsmålet er vist på Fig. 8 og det fremgår her at dette er oppnådd alle år etter 2005, med unntak av i 2014, men også flere år før 2005.

Arbeidet med andregenerasjon gytebestandsmål starter med studier for å forstå årsakene til at gytemål (eggtetthet) varierer mellom de ni vassdragene der det er etablert bestandsrekrutteringskurver, dvs. bl. a. Enningdalselva. Målet med de nye gytebestandsmålene er at de skal bli mer presise og bedre faglig underbygget enn førstegenerasjons gytebestandsmål. Elvearealet med strykstrekninger er i Enningdalselva beregnet til 45 000 m² (Saltveit 2004). Enningdalselva settes da i kategori med vassdrag karakterisert "ved middels til godt habitat for produksjon av laksunger (gode skjulmuligheter) og middels til god produksjon av næringsdyr. Bestanden er karakterisert ved forholdsvis god vekst på ungfiskstadiet og lav smoltalder, eller også forholdsvis lav dødelighet på ungfiskstadiet. Fangsten av laks (pr. arealenhet) er forholdsvis høy. Mange av vassdragene i denne kategorien er små, kystnære vassdrag (Hindar et al. 2007). Et førstegenerasjons gytebestandsmål for disse vassdragene er satt til 4 egg pr. m², og av Fig. 8 fremgår det at beregnet eggtetthet er høyere alle år etter 1993 og viser at forvaltningsmålet for Enningdalselva er nådd.

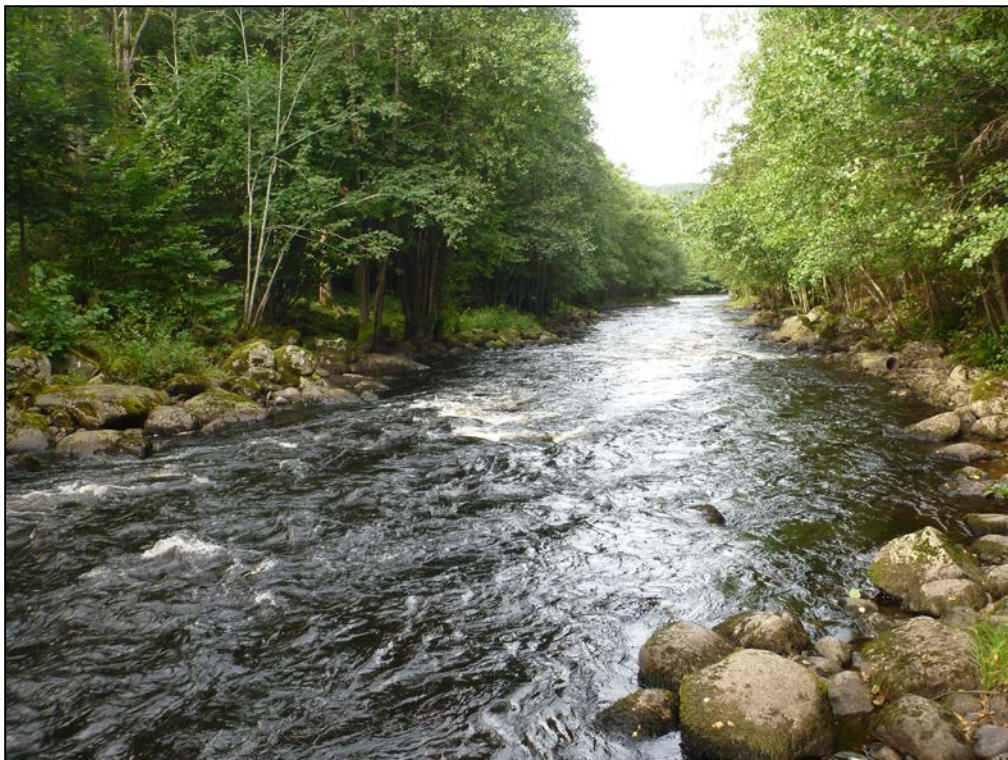


Fig. 9. Enningdalselva ved utløp Rødsvatnet.

I henhold til Anon (2010b) er gytebetandsmålet for Enningdalselva basert på et førstegenerasjons bestandsmål 226 kg hunnfisk (variasjon 113-339). Forvaltningsmålet

ansees som nådd og dagen beskatning fremstår som bærekraftig. I en klassifisering av 104 bestander etter kvalitetsnorm for villaks for perioden 2010-2014, samt tilsvarende for delnorm gytebestandsmål og høstingspotensial og delnorm genetisk integritet, karakteriseres gytebestandsmålet og høstningspotensialet (høstbart overskudd) i Enningdalselva som svært godt, dvs. oppnådd kvalitetsnorm (Anon 2016).

Den beregnede årsungetettheten i Enningdalselva i perioden 1997 til 2012 var mellom ca. 0,1 og 0,3 fisk/m² (elveareal med egnet laksehabitat). Legges de beregnede eggteitheter (antall /m²) i samme periode (Fig. 8) til grunn, og forutsatt minimal dødelighet av rogn fram til klekking, burde årsungetettheten vært høyere. Dette indikerer en betydelig dødelighet (94-98,7 %) hos 0+ laks første vekstsesong. De svært lave tetthetene av årsunger som ble beregnet i 2004 kan imidlertid skyldes høy vannføring under elektrofisket (se side 13). I 2003 beregnes svært høye tettheter av rogn lagt i elva, noe som burde ha ført til en langt høyere rekruttering enn det som måles i 2004. Et tilsvarende forhold ble funnet i 2001, da det også ble beregnet svært lave tettheter av årsunger, til tross for høy beregnet naturlig rekruttering i 2000, 11,6 egg/m² (Saltveit 2004). Forholdene på høsten forut for beregningene av fisketetthet hadde heller ikke da vært de beste for laksunger, med lange perioder med høy vannføring og flom. I 2003 ble det beregnet en lav bestandstetthet av årsunger, noe som samsvarer med et beregnet lavt rognantall i 2002. Antall rogn lagt i 2002 lå imidlertid også over det som antas å sikre full rekruttering. Et tilsvarende lavt rognantall som i 2002 ble beregnet for 2004 (Fig. 8). Til tross for dette beregnes det i 2005 svært høye tettheter av årsunger høsten 2005, noe som understøtter at rognantallet som legges synes mer enn høyt nok for full rekruttering.

Mye av elva består av stilleflytende partier, og uten andre fiskearter tilstede ville laks i større grad kunne ha benyttet disse til oppvekstområder. Imidlertid gjør den artsrike fiskefaunaen, som består både av predatorer og konkurrenter, at utbredelsen og produksjonen av laks begrenses til strykstrekningene eller «glides» der vannhastigheten er høy. Basert på beregningene ovenfor har gytingen etter 1993 vært mer enn tilstrekkelig for å fylle disse.

Lakseungenes vekst er svært god og de aller fleste laksungene smoltifiserer sannsynligvis etter to vekstsesonger. Veksten til laksungene i Enningdalselva er noe langsommere enn den funnet i Ågårdselva, der veksten ble karakterisert som særdeles god (Saltveit *et al.* 1999). God vekst og lav smoltalder gjør at dødeligheten på elva reduseres ved at oppholdet blir kortere. Dette er en fordel for laks i et vassdrag med stor intraspesifikk konkurranse og gjedde.

Det er ikke foretatt telling av utvandrende smolt, men smoltantall eller smoltproduksjon kan grovt estimeres på grunnlag av tettheter av presmolt (Tabell 4). Begrepet presmolt brukes på fisk som om høsten har en alder eller lengde som tilsier at den vil gå ut som smolt påfølgende vår. Alle 1+ som er større enn 10 cm, 2+ større enn 11 cm og 3+ og eldre større enn 12 cm om høsten defineres som presmolt. Presmolttettheter (laks og ørret samlet) fra en rekke elver varierte mellom år og elv fra 27 til 4 fisk pr. 100 m² (Sæggrov *et al.* 2001). Dette er stort sett langt høyere enn beregnet for Enningdalselva (Tabell 4). Imidlertid har de fleste av de andre elvene dominans av laks og ørret og med få andre arter tilstede. Disse elvene har derfor naturlig nok høyere presmolttettheter enn i Enningdal. De beregnete presmolt-

tettheter for Enningdalselva må derfor sies å være tilfredsstillende med bakgrunn i at tettheten bare omfatter laks.

Tabell 4. Beregnet smoltproduksjon ulike år i Enningdalselva basert på beregnede presmolttettheter (her 1+ laksunger > 99 mm) (N/ 100m²).

ÅR	Presmolttetthet	Smoltantall
	N ± 95% K.I	
1997	5,17 ± 0,21	2330
1999	5,06 ± 0,34	2280
2000	6,30 ± 0,30	2840
2001	2,44 ± 0,23	1100
2002	7,49 ± 0,35	3370
2003	4,94 ± 0,10	2020
2004	2,04 ± 0,16	920
2005	4,97 ± 0,16	2240
2009	5,10 ± 0,13	2295
2012	12,10 ± 1,4	5412
2013	2,14 ± 0,12	963
2015	6,60 ± 0,38	2970
2016	5,11 ± 0,34	2300

5. Konklusjon

Den naturlige reproduksjonen hos laks i Enningdalselva er god og synes ikke å være begrensende for produksjonen av voksen laks til elva. Eggtetthetene som beregnes er høye og høyere enn det som er påkrevet for å fylle elva og for å tilfredsstille gytebestandsmålet (Gibson 1993, Sættem 1995, Anon 2010b).

Et førstegenerasjons gytebestandsmål for Enningdalselva er satt til 226 kg hunnfisk (variasjon 113-339). Forvaltningsmålet ansees som nådd og dagen beskatning fremstår som bærekraftig.

Sannsynligvis produseres det et overskudd av 0+. Uttak av stamfisk med utsetting av yngel er ikke påkrevet. Faktorer som begrenser overlevelse fra rogn til 0+ og fra 0+ til 1+ i Enningdalselva er primært mangel på habitat som er egnet for laksunger. Tiltak for å øke produksjonen vil derfor være habitattiltak som kan øke overlevelsen på elv.

For laks er det trolig fravær av gyting som er årsak til at det ikke påvises laksunger ved Holtet. Årsak til overdødelighet av elvemusling er neppe bunnet i generell dårlig vannkvalitet. En vurdering basert på bunndyr viser at den økologiske tilstanden i Enningdalselva er god. Elva er nå ikke påvirket av surt vann som følge av at nedbørsfeltet er kalket.

6. Referanser

- Armitage, P.D., Moss, D., Wright, J.F. & Furse, M.T. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research* 17: 333-347.
- Anon. 2010a. Status for norske laksebestander i 2010. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 2, 213 s.
- Anon. 2010b. Vedleggsrapport med vurdering av måloppnåelse for de enkelte bestandene. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 2b, 516 s.
- Anon. 2016. Klassifisering av 104 laksebestander etter kvalitetsnorm for villaks. Temarapport nr 4, 85s.
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T.G., Rasmussen, G. and Saltveit, S.J. 1989. Electrofishing Theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia* 173: 9- 43.
- Brittain, J.E. & Saltveit, S.J. 1984a. Bruk av bunndyr i forurensningsovervåkning. *Vann* 19: 116 - 122.
- Gibson, R.J. 1993. The Atlantic salmon in fresh water: spawning, rearing and production, Reviews in *Fish Biology and Fisheries* 3: 39-73.
- Hindar, K., Diserud, O., Fiske, P., Forseth, T., Jensen, A.J., Ugedal, O., Jonsson, N., Sloreid, S.-E., Arnekleiv, J.V., Saltveit, S.J., Sægrov, H. & Sættem, L.M. 2007 Gytebestandsmål for laksebestander i Norge. NINA Rapport 226: 1-78
- Rosseland, L. 1979. Erfaringer fra smoltutsettinger i regulerte vassdrag. s. 243-263. I: Gunnerød, T.B. og Mellqvist, P. (Red.) Vassdragsregulerings biologiske virkninger i magasin og lakseelver. NVE og Dir. for vilt og ferksvannsfisk.
- Frost, S., Huni, A. & Kershaw, W. E. 1971. Evaluation of a kicking technique for sampling stream bottom fauna. *Can. J. Zool.* 49: 167-173.
- Hynes, H. B. N. 1961. The invertebrate fauna of a Welsh mountain stream. *Arch. Hydrobiol.* 57: 344-388.
- Larsen, B.M. & Karlsson, S. 2016. Elvemusling i Enningdalselva, Østfold. Overvåking av muslingbestanden ved Holtet i 2015 - NINA Rapport 1283. 35 s.
- Saltveit, S.J. 2002. Tetthet, vekst og naturlig rekruttering hos laks i Enningdalselva, Østfold. *Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo*, **214**, 17s.
- Saltveit, S.J. 2004. Bestandsforhold hos laks i Enningdalselva, Østfold. Årsrapport for 2002 og 2003. *Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo*, **231**, 13s.
- Saltveit, S.J. 2006. Laks og ørret i Enningdalselva. Årsrapport for 2004 og 2005. *Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo*, **244**, 16 s.
- Saltveit, S.J., Pavels, H., Hegggenes, J. & Bremnes, T. 1999. Oppvekst- og produksjonsmuligheter for laks i Glomma nedstrøms Vamma og i Ågårdselva, Østfold. *Rapp. Lab. Ferskv. Økol. Innlandsfiske, Oslo*, 186, 22s.
- Sægrov, H. & Kålås, S.K. 1996. Gytelaks og gyting i Suldalslågen i 1995/1996. *Lakseforsterkningsprosjektet i Suldalslågen*, 25, 34 s.
- Sægrov, H., Urdal, K., Hellen, B.A., Kålås, S. & Saltveit, S.J. 2001 A model for estimating carrying capacity and presmolt production of Atlantic salmon (*Salmo salar*) and anadromous brown trout (*Salmo trutta*) in west Norwegian rivers. *Nordic. J. Freshw. Res.* **75**: 99-108.
- Sættem, L.M. 1995. Gytebestander av laks og sjøaure. En sammenstilling av registreringer fra til vassdrag i Sogn og Fjordane fra 1960-94. *Utredning for DN 1995-7*, 107s.
- Zipin, C. 1958. The removal method of population estimation. *J. Wildl. Mgmt.* 22: 82-90.

Vedlegg I. Tabell bunndyrarter og grupper

Enningdal 1. september 2016	St. 0	St. 1	St. 4	Enningdal 1. september 2016	St. 0	St. 1	St. 4
EPHEMEROPTERA				HYDRA	420	20	168
<i>Baëtis rhodani</i>	0	52	24	TURBELLARIA	350	16	24
<i>Baëtis fuscatus</i>	252	320	52	NEMATODA	32	160	24
<i>Baëtis</i> sp. (små)	0	100	20	OLIGOCHAETA	172	328	212
<i>Caenis luctuosa</i>	440	140	64	HIRUDINEA			
<i>Heptagenia sulphurea</i>	56	44	76	<i>Erpobdella octoculata</i>	4	4	16
<i>Heptagenia</i> sp. (små)	60	0	20	<i>Glossophonia complanata</i>	8	1	16
<i>Kageronia fuscogrisea</i>	12	36	0	<i>Helobdella stagnalis</i>	4	0	4
<i>Nigrobaëtis digitatus</i>	0	24	52	<i>Theromyzon tessulatum</i>	0	4	0
<i>Serratella ignita</i>	4	16	0	GASTROPODA			
PLECOPTERA				<i>Ancylus fluvialis</i>	8	4	0
<i>Isoperla</i> sp. (små)	200	24	60	BIVALVIA			
<i>Leuctra fusca</i>	12	64	88	Sphaeriidae indet	184	1000	132
<i>Protonemura meyeri</i>	0	4	4	CRUSTACEA			
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>	520	32	20	<i>Asellus aquaticus</i>	0	0	12
TRICHOPTERA				HYDRACARINA	4	88	64
<i>Agapetus</i> sp.	4	12	72	ODONATA			
<i>Athripsodes</i> sp.	4	0	0	<i>Onychogomphus forcipatus</i>	0	4	4
<i>Ceraclea nigronervosa</i>	0	2	0	COLEOPTERA			
<i>Ceraclea</i> sp. (små)	128	20	0	<i>Elmis aenea</i> (larver)	4	100	420
<i>Cheumatopsyche lepida</i>	208	1300	852	<i>Elmis aenea</i> (voksne)	0	4	0
<i>Chimarra marginata</i>	0	0	296	Gyrinidae indet (larver)	96	28	8
<i>Goera pilosa</i>	0	4	0	Hydrophilidae indet (larver)	4	0	0
<i>Hydropsyche angustipennis</i>	20	12	0	<i>Limnius volckmari</i> (larver)	0	68	0
<i>Hydropsyche pellucidula</i>	48	244	44	<i>Oulimnius tuberculatus</i> (larver)	16	144	28
<i>Hydropsyche siltalai</i>	80	384	204	<i>Oulimnius tuberculatus</i> (voksne)	0	16	0
<i>Hydropsyche</i> sp. (små)	36	600	200	<i>Stenelmis canaliculata</i> (larver)	52	168	4
<i>Ithytrichia lamellaris</i>	500	80	484	DIPTERA			
<i>Lepidostoma hirtum</i>	120	40	24	CERATOPOGONIDAE	0	4	8
Leptoceridae ubestemte	40	220	28	CHIRONOMIDAE	124	500	5200
<i>Neureclipsis bimaculata</i>	3640	64	32	EMPIDIDAE	0	0	16
<i>Oecetis</i> sp. (små)	8	4	40	SIMULIIDAE	88	36	4
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	20	0	0	NEUROPTERA			
<i>Rhyacophila nubila</i>	20	4	32	<i>Sisyra</i> sp.	3	0	0
<i>Setodes argentipunctellus</i>	0	20	124				
EPT-verdi	21	25	20				
Ephemeroptera	5	7	5				
Plecoptera	3	4	4				
Trichoptera	13	14	11				
ASPT-verdi	6,21	6,46	6,04				
Raddum I	1	1	1				
RaddumII	1	1	1				
Raddum II, reelle verdier	1,81	7,02	2,39				



Telling av laks og ørret i sideløpet til Enningdalselva ved Mjølnerød 2013 – 2017.

Bakgrunn og områdebeskrivelse:

Gården Mjølnerød ligger omtrent 7,8 km opp i Enningdalselva fra munningen ved Iddefjorden. Ved Mjølnerød er det en liten dam/foss som opp gjennom tidene har blitt utnyttet til el-kraft, sagbruk m.m. Den gamle demningen i hovedløpet står der fortsatt, og i sideløpet har det tidligere blitt drevet fangst av ål. (fig 1, 2 og 3). Enningdalselva, inkl. Mjølnerød-foss, er i dag varig vernet mot kraftutbygging.

I 2009 ble «Prosjekt Enningdalsälven» startet. Dette var et Interreg-prosjekt mellom Sverige og Norge som skulle vare til 2012. Prosjektet ble imidlertid utvidet fordi man bl.a. ønsket mere data fra fisketellingene. Den svenske fisketelleren i hovedløpet ble montert våren 2010. I 2012 ble det skrevet en avtale mellom Länsstyrelsen i Västra Götalands län og Fylkesmannen i Østfold om bruk/tilsyn av fisketellerne for en fem års periode (2013-2017). Grunneieren på Mjølnerød gård stilte en del av sin grunn til rådighet for tellerne, og fikk også oppgaven med stell og pass av disse. Tellerne skulle stå ute i perioden 1. apr. – 1. nov. Vinteren 2012/2013 ble sideløpet ved Mjølnerød utbedret for å lette fiske-oppgangen (Fig. 3, 4 og 5). Dette ble finansiert med midler fra Svenska Naturskyddsföreningen. For å kontrollere hvor mye fisk som benyttet sideløpet ble det montert en norsk teller der høsten 2013. Telleren er utviklet av ingeniør Kåre Myhre (Trondheim), derav navnet Myhre-teller. Nå hadde man altså to fisketellere ved Mjølnerød, en svensk teller på demningen i hovedløpet (VAKI-teller) og en norsk teller i sideløpet (Myhre teller). Oppgangen av fisk gjennom hovedløpet skjer allerede i mai/juni, mens oppgangen i sideløpet hovedsakelig skjer i sept./okt.

Denne rapporten omfatter erfaringene og resultatene fra den norske telleren (Myhre-telleren) i sideløpet ved Mjølnerød i perioden 2013-2017.



Fig. 1. Mjølnerød-foss anno 1924.



Fig. 2. Mjølnerød-foss anno 2014.

Metoder og materiale:

«Myhre-telleren» (fig. 6 og 7.) er en elektro-mekanisk fisketeller som er utviklet for registrering av laks, sjørørret og sjørøye i fisketrapper, feller, dammer, terskler, og ledegjerder i vassdrag, og virker slik: Fisken åpner to «dører» for å passere gjennom telleren. «Dørene» er knyttet til en bryter som kan kobles til alternative eksterne enheter. Standard utgaven er koblet til et LCD display som viser antall passeringer. Bryteren kan også utløse for eksempel dataloggere,

videoopptakere, PC etc. Telleren vår ble koblet til en videoopptaker og en TV-skjerm. Bildene ble sendt via et kamera festet på en «arm» montert på telleren.

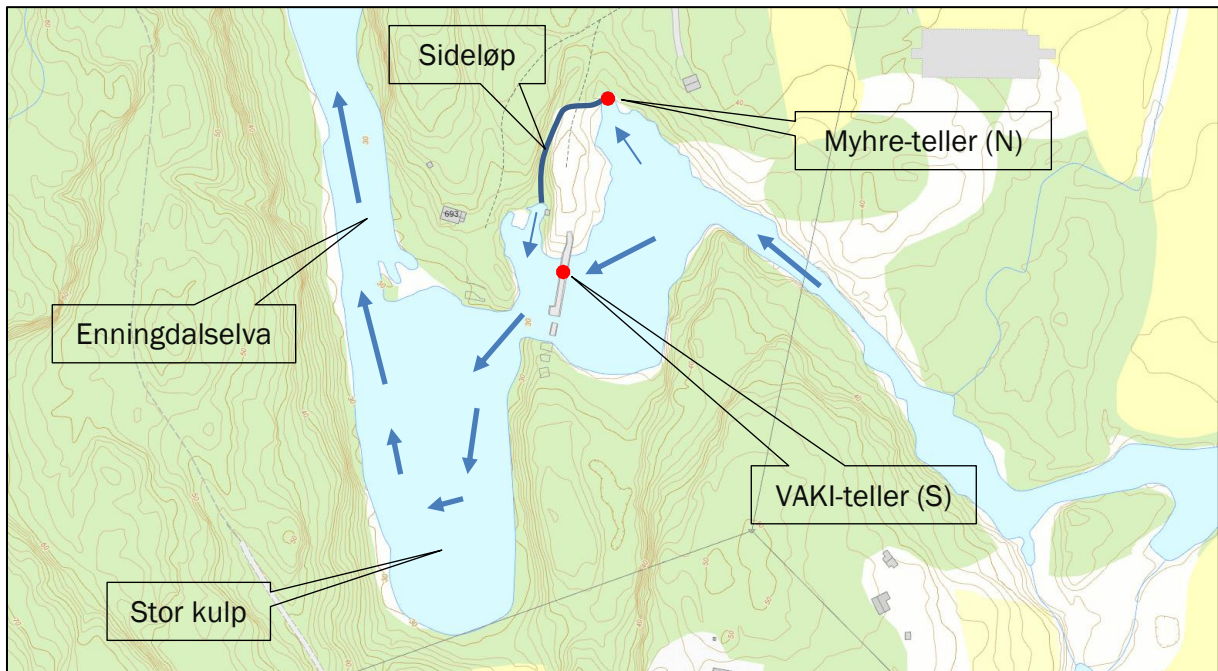


Fig.3. Kart over Mjølnærd-dammen med sideløp og plasseringen av fisketellerne



Fig.4. En del av sideløpet før det ble utbedret for å lette oppgangen til fisk.



Fig 5. Kulvert/rør og Myhre-teller øverst i sideløpet den 11.12.2014. (25 m³/sek. i Enningdalselva)



Fig. 6. Myhre telleren m/kamera, montert på grind ved rør/kulvert under veg øverst i sideløpet. Vannføringen var på dette tidspunkt (17.10.2013) kun 3,17 m³/sek., og det var ikke vann i sideløpet.



Fig. 7. En talje festet i toppen av en stål-ramme gjorde at teller og grind kunne heves og senkes etter behov, f.eks. ved rengjøring.

Kameraet filmet kontinuerlig, men en magnetbryter på telleren skulle sørge for at det bare ble gjort opptak i det fisken passerte «dørene» i telleren. Det ble oppført et lite hus et stykke unne telleren over flom-målet, hvor videoopptaker og TV-skjerm m.m. ble oppbevart (fig. 8 og 9). På fig. 10 ser man en laks passere telleren, med dato og tidspunkt for passering.



Fig.8. Huset hvor video-opptaker og skjerm m.m. ble plassert.



Fig.9. Skjermen og videoopptakeren på bildet ble i 2015 byttet ut med annen type + større skjerm.



Fig. 10. Bilde av laks som passerer fisketelleren.

Resultater:

I løpet av perioden 2013 – 2017 har det blitt registrert 100 passeringer av fisk gjennom Myhre-telleren i sideløpet. I tabellen under er dette oppsummert for det enkelte år. En kolonne viser også antall dager med vannføring > 10 m³/sek. i månedene sept. og okt.

Tabell 1. Registrerte passeringer av fisk de ulike år.

År	Antall registrerte fisk/passeringer	Antall dager med vannføring > 10 m ³ /sek i Enningdalselva i sept. og okt.
2013	58 passeringer (fiskeart ikke registrert)	5 dager
2014	3 ørret og 17 laks	20 dager
2015	2 laks (vanskelig å få gode bilder, mye løv)	19 dager
2016	Ingen passeringer	0 dager
2017	3 laks og 17 ørret	45 dager

Dette gir et snitt på 20 fiskepasseringer pr. sesong gjennom sideløpet. Dette er imidlertid absolutte minimumstall med tanke på at telleren til tider har vært ute av drift, pluss at det kan ha vært passeringer i den mørke tiden på døgnet, og utenom sesong. Spesielt vanskelige forhold i 2015 må også tas med i betraktningen. Det reelle tallet for passeringer i 5-års perioden er derfor sannsynligvis vesentlig høyere.

Diskusjon:

Den utbedringen av sideløpet som ble foretatt i 2012/2013 har vært vellykket. Sideløpet utgjør ikke lenger noe vandringshinder for opp-vandrende laks og sjørret. Sideløpet ved Mjølnerød ser ut til å fungere best ved vannføringer i Enningdalselva høyere enn ca. 10 m³/sek. Først da vil det være nok vann i sideløpet til at fisken får gode vandringsmuligheter, og Myhre-telleren vil være helt neddykket. I 2017 var minimumsvannføringen i Enningdalselva 0,92 m³/sek (15.8) og maksimumsvannføringen 35.1 m³/sek (29.11). Gjennomsnittsvannføringen i Enningdalselva har siden målingene startet i 1914 ligget på 10,8 m³/sek. (Målepunkt: Vassbotten) <http://vattenweb.smhi.se/station/#>

Myhre-telleren har gitt oss en bekreftelse på at både laks og sjørret benytter sideløpet ved Mjølnerød på sin vandring forbi fossen til gyteplasser lenger oppe i vassdraget og på svensk side. Størstedelen av oppvandringen skjer i sept. og okt. Sannsynligvis har noe fisk kunnet ta seg opp sideløpet også før utbedringen, men tiltakene i sideløpet 2012/2013 har utvilsomt bedret forholdene.

Det har vært en del utfordringer med Myhre-telleren gjennom hele perioden, alt fra lynnedslag og strøbrudd til tekniske problemer med kamera, videoopptaker og teller. Mye rusk og rask i vannmassene har ført til at det spesielt i perioder med mye løvfall, har vært vanskelig å få gode bilder. Ved en anledning måtte kamerat byttes (lynnedslag), og videoopptaker har også blitt skiftet ut ved et par anledninger. Feste-armen for montering av kamera ble byttet 2017, og under sesongen 2017 har «times-lap» funksjonen på videoopptaker ikke fungert. Dette medførte at alle opptakene måtte gås gjennom visuelt etter avsluttet sesong. Det skal imidlertid også sies at Myhre-telleren til tider har fungert godt. De totale kostnadene med å utbedre sideløpet, samt innkjøp, montering og pass av Myhre-telleren m.m. har i løpet av disse fem åra kostet ca. kr. 420.000,-.

Moss 18.11.2017

Leif R. Karlsen
fiskeforvalter

Fylkesmannen i Østfold, Miljøvernavdelingen
P.b. 325, 1502 Moss, tlf. 69 24 71 21, mob.99 58 90 36
E-post: fmoslrk@fylkesmannen.no

Vedlegg:

Myhre-telleren på Mjølnerød, Enningdalselva.

Resultater fra tellingene 2017, generelle betraktninger og oppsummering fra de ulike år.

Dato	Klokkeslett	Fiskeart
20.9	16.17.06	Laks
20.9	16.23.13	Ørret
21.9	15.18.12	Laks
29.9	12.34.15	Gjedde (ikke passering)
6.10	14.17.15	Ørret
07.10	14.26.25	Ørret
07.10	14.28.22	Ørret (2 stk.?)
08.10	09.02.08	Ørret
08.10	09.03.56	Ørret
08.10	09.04.43	Ørret
08.10	09.06.50	Ørret
08.10	09.07.14	Ørret
08.10	09.09.20	Ørret
08.10	09.10.50	Ørret
14.10	13.22.00	Laks (ned? med sopp)
18.10	12.50.40	Ørret
19.10	12.41.33	Ørret
19.10	12.44.10	Ørret
19.10	12.45.00	Ørret
19.10	14.34.08	Ørret
20.10 - 3.11	Svært utydelige bilder. Grumset vann eller ising på kamera?	-
3.11	Teller tatt opp	-
15.11.2017	Videospiller og skjerm frakoblet og tatt med til Moss. Kamera pakket inn i plast på stedet. Selve telleren + kamera står montert i sideløpet ved Mjølnerød inntil videre.	-
Generelle betraktninger: På grunn av at telleren ikke er utstyrt med lys får man ikke bilder av fisk i den mørke tiden på døgnet. Til tider har telleren også vært ute av drift. Fiskepasseringene blir derfor å regne som minimumstall. Fisken går i sideløpet bare på høye vannføringer. Tekniske problemer har vært et gjennomgående tema helt fra starten i 2015. Vi har likevel fått en god indikasjon på hva det går av fisk i sideløpet, og at sideløpet fungerer godt som alternativ vandringsvei på høye vannføringer, spesielt for sjørret.		
Oppsummering, antall fisk ulike år. 2013: 62 alarmer på teller – antatt 58 passeringer 2014: 3 ørret og 17 laks 2015: 2 laks (mye løv +rusk og rask gav dårlige bilder) 2016: Ingen passeringer (lite vann) 2017: 3 laks og 17 ørret		



Rapport fra el-fiske i Stordiket, Sarpsborg kommune den 18. 9. 2017.

Innledning:

I forbindelse med habitatforbedringstiltak for sjøørret i Stordiket i 2016 (Sarpsborg og Omegn JFF), ble det foretatt et el-fiske for å vurdere effekten av tiltakene. Stordiket er tidligere el-fisket i 1998, 2003 og 2014.

For noen år tilbake (2011/2012) ble det lagt ut gytegrus og stein på primært to områder i bekken, ett område helt opp mot vanningsdammen ved Skinne, og et område på begge sider av røret under Rv. 110, og da spesielt på nedsiden av røret/veien. Områdene på begge sider av riksveien ble tilført stein og gytegrus av Vegvesenet i 2011, etter krav fra Fylkesmannen. Områdene lenger opp er tilført gytegrus/stein samt vedlikeholdt og rensket av Sarpsborg og Omegn JFF. I 2016 ble et nytt område ca. 130 meter nedenfor vanningsdammen tilrettelagt for gyting og oppvekst. Arbeidene er utført på dugnad og med økonomisk støtte fra Fylkesmannen i Østfold. I 2013 rensket grunneierne bekken fra bekkedelet nedenfor riksveien og ut til sjøen. Tillatelse ble gitt av Fylkesmannen i Østfold, men med en rekke krav/vilkår for å ivareta sjøørretens gyte- og oppvekstområder.

El-fisket i 2017 ble utført av undertegnede den 18. september 2017, på en del av det området som ble tilrettelagt med gytegrus og stein i 2016. Medhjelpere under el-fisket var Kjell-Cato Strand (NGOFA) og Morten Pettersen fra Sarpsborg og Omegn JFF.

Områdebeskrivelse:

Stordiket har et nordlig løp som kommer fra områdene ved Brennmosan, og et sørlig løp med utspring ved Bjørkemyr. Samløpet ligger på sletta ved Ullerøy kirke. Derfra renner bekken østover og ut i sjøen i våtmarksområdet innerst i Horneskilen.

Bekken er lukket over en lengre strekning i det søndre løpet. Det ligger et damanlegg i det nordre løpet mellom Nedre Skinne og Skjeltorp. Ca. 200 meter ovenfor vanningsdammen er bekken igjen lukket. Bunnssubstratet i bekken består for det meste av leire og slam, men også en del områder med grus og stein. Vegetasjonskantene er stedvis rikt utviklet, men i det store og hele er det sparsomt med trær og busker langs bekken. Spesielt strekningen fra bekkedelet nedenfor Rv. 110 og til utløpet har svært lite kantvegetasjon.

Bekken grenser inn til et landskapsområde av regional betydning med flere viktige elementer og landskapstrekk. Av spesiell interesse og verneverdi er hagemark, bjørkelunder, helleristninger, og våtmarksområdet i Horneskilen.

Store deler av nedbørsfeltet består av dyrket mark. Utmark i utkantene av nedbørsfeltet. Spredt bebyggelse.

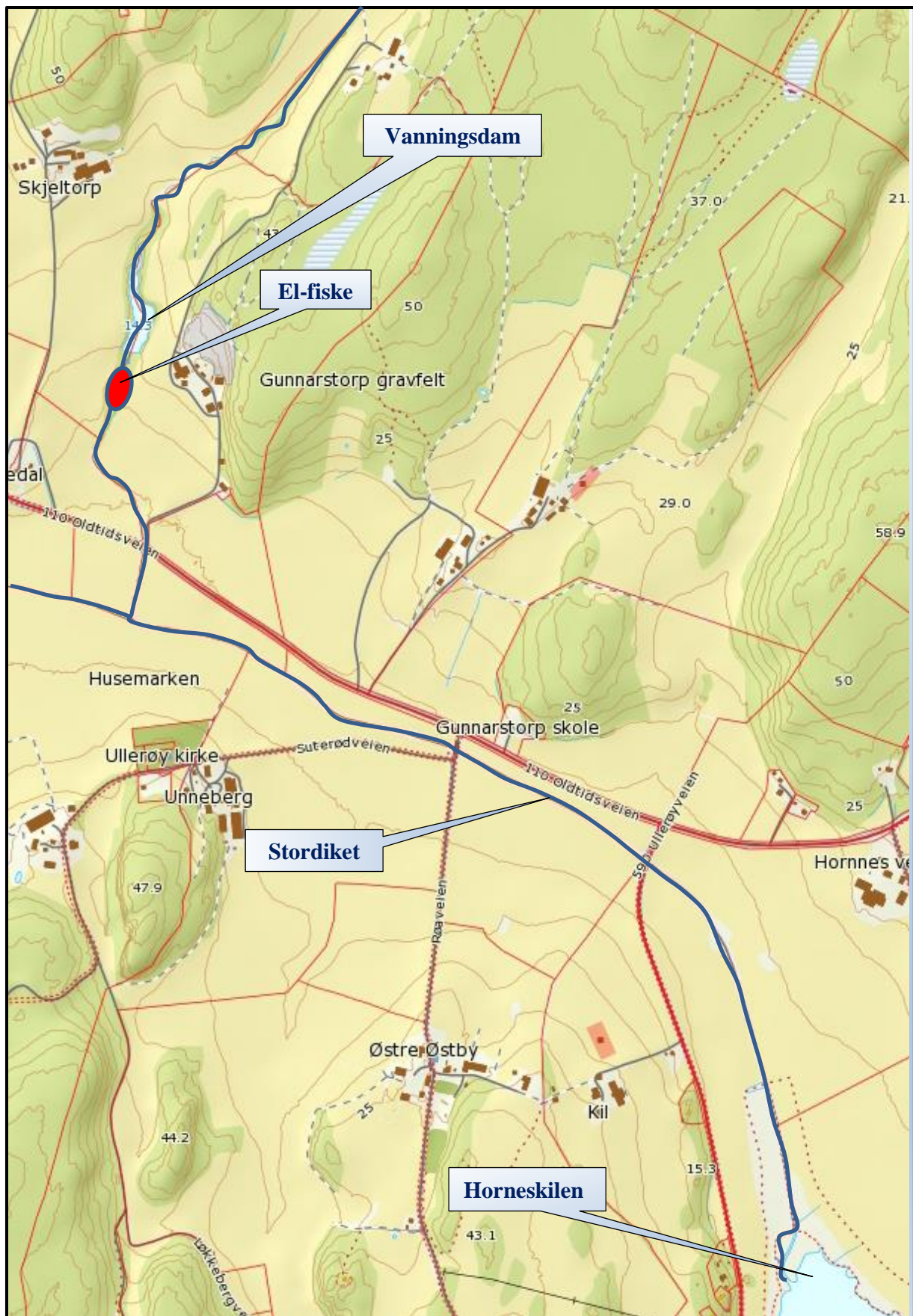


Fig. 1. Kart over Stordiket med markering av området hvor el-fisaket ble foretatt.

Materiale og metoder:

El-fisket er gjennomført etter norsk standard NS-EN 14011 med norsk tilpasning gitt i NS 9455 (Elfiske) i henhold til veileder 02:2009 (Direktoratgruppa for Vanddirektivet, 2009). Det ble fisket med elektrisk fiskeapparat innstilt på høy frekvens og høy spenning. Arealet på stasjonen (30 m²) ble avfisket tre ganger (gjentatte uttak) (Bohlin et al. 1989) med en pause på rundt 10 minutter mellom omgangene. All fisk ble oppbevart i plastbøtter og lengdemålt til nærmeste hele cm. Fisken ble satt ut igjen etter optelling. Fisketettheten er beregnet etter Bohlin et. al. (1989). Tetthet er oppgitt som antall fisk pr. 100 m².

Avfisket vannareal ble beregnet ved å måle lengde og gjennomsnittlig bredde på avfisket bekkestrekning. Arealet på den aktuelle stasjonen ble beregnet til 20x1,5 m = 30 m².

Tettheten av fisk er beregnet ved hjelp av Bohlins metode:

$$y = \frac{T}{1 - \left(\frac{T - C_1}{T - C_3} \right)^3}$$

y = tetthet, T = totalt antall fisk fanget, C_x = antall fisk fanget den x gangen
Tettheten oppgis i antall fisk per 100 m².



Fig.2. Kjell-Cato Strand og undertegnede under el-fiske i Stordiket 18.9.2017.
Foto: Morten Pettersen

Resultater:

Til sammen ble det fanget 67 ørreter. Lengdefordelingen til fisken er vist i figur 3.

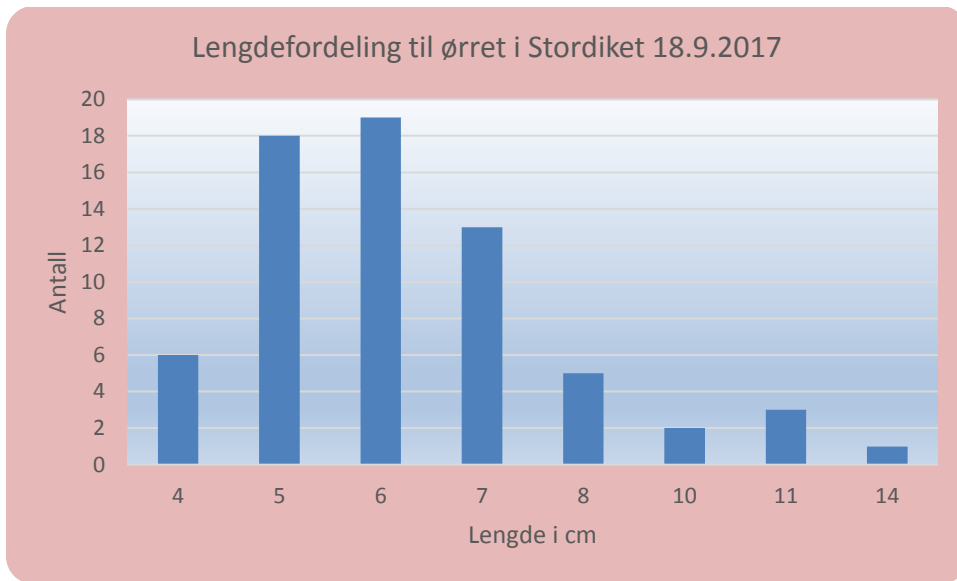


Fig. 3. Lengdefordeling til ørret fanget i Stordiket.

Tettheten av ungfisk på stasjonen er beregnet til 255 stk. pr. 100m². Ca. 85 % av fisken var årets yngel (fisk < 8 cm). Det ble ikke fanget annen fisk enn ørret.



Fig. 4. Ungfisk av ørret fra Stordiket. Foto: Morten Pettersen



Fig. 5. Årets yngel (0+) fra Stordiket. Foto: Morten Pettersen

Diskusjon:

Undersøkelsen bekreftet nok en gang at Stordiket er en liten men viktig sjørrerbekk. Tetthetsberegningene av ungfisk viste en tetthet på 255 ungfisk pr. 100m² i det aktuelle området. Dette er meget gode tettheter, og ca. 100 stk. flere ungfisk pr. 100m² enn det som ble målt i tilnærmet det samme området i 2014, men noe lenger opp mot vanningsdammen. Selv om ungfisken kan flytte seg en del etter klekking og første sommer, skjer dette vanligvis ikke over store avstander. Dette vil imidlertid avhenge av mattilgang, gode revir (standplasser), vannføring m.m. Etter hvert som de vokser til vil behovet for gode standplasser endre seg, og de vil flytte seg til litt dypere områder, og områder med mere skjul (større stein, steingrupper og røtter). Jeg vil allikevel anta at mesteparten av yngelen (0+) som ble fanget under el-fisket kan relateres direkte til kultiveringsarbeidet som ble utført i 2016.

Dødeligheten på 0+ kan bli høy i løpet av vinteren, avhengig av hvor kald vinteren blir, og tilgang på standplasser/områder med skjul. God tilrettelegging med større stein/steingrupper, små kulper m.m. nedstrøms og mellom gyteområder vil kunne øke overlevelsen betraktelig.

Det arbeidet som har blitt gjort av Sarpsborg og Omegn JFF har utvilsomt bidratt til at produksjonen har økt i bekken. Eksisterende gyteområder må stelles, og det bør tilføres mere stein i størrelsesgruppen «appelsin-håndball» for å bedre oppvekst- og skjulområdene for ungfisk.

Moss 9.10.2017

Leif R. Karlsen
fiskeforvalter



Rapport fra el-fiske i Solbergbekken, Sarpsborg kommune den 25.9.2017.

Innledning:

Solbergbekken ble el-fisket av undertegnede både i 1999, 2011 og 2013. I 1999 ble det ikke registrert fisk i bekken, mens det i 2011 ble registrert ca. 40 ørreter. I 2013 ble det fanget/observert 82 ørreter. Ved disse tre el-fiskene ble det ikke beregnet tettheter, men bare registrert antall fisk.

Den 25. september 2017 ble det foretatt et nytt el-fiske for å sjekke tetthetene av ørret på et lite område rett nedenfor utløpet av bekkelukkinga hvor Skjeberg og Omegn JFF foretok habitatforbedringer i 2015 og 2016. Bekken egner seg godt for gjennomføring av habitatforbedrende tiltak, og Sarpsborg kommune har rehabilitert avløpsnett i området, noe som har ført til bedre vannkvaliteten i bekken.

El-fisket ble utført av undertegnede sammen med Andreas Thorbjørnsen og Ted Sørli fra Skjeberg og Omegn JFF.

Områdebeskrivelse:

Den sjørrettførende strekningen av Solbergbekken er ca. 1450 meter lang. Bekkesystemet drenerer områdene øst for Gunnarstorp i Skjeberg. Bekken renner ut i Skjebergbekken på "Salta" rett vest for stasjonsbyen i Skjeberg (fig. 1). Nordvest for Ekelund er bekken lukket over en strekning på ca. 200 meter. Oppe ved nye E-6 er bekken på nytt lukket, og her stopper all oppgang av fisk. Med unntak av den lukkede strekningen ved Ekelund er det forholdsvis frodig kantvegetasjon med tett oreskog langs bekken. Det er ingen vandringshindre før E-6. Avstanden fra Skjebergbekken og opp til Kvastebyveien er ca. 320 meter, fra Kvastebyveien og opp til den første bekkelukkinga ved Ekelund er det ca. 212 meter, og fra innløp bekkelukkinga ved Ekelund og opp til lukkinga ved E-6 er det ca. 700 meter. Bekken er ca. 1 meter brei i snitt, og det produktive bekkearealet blir således på ca. 1250 m² når man ser bort fra den strekningen ved Ekelund som er lagt i rør. Det var normal vannføring og ellers fine forhold for el-fiske.

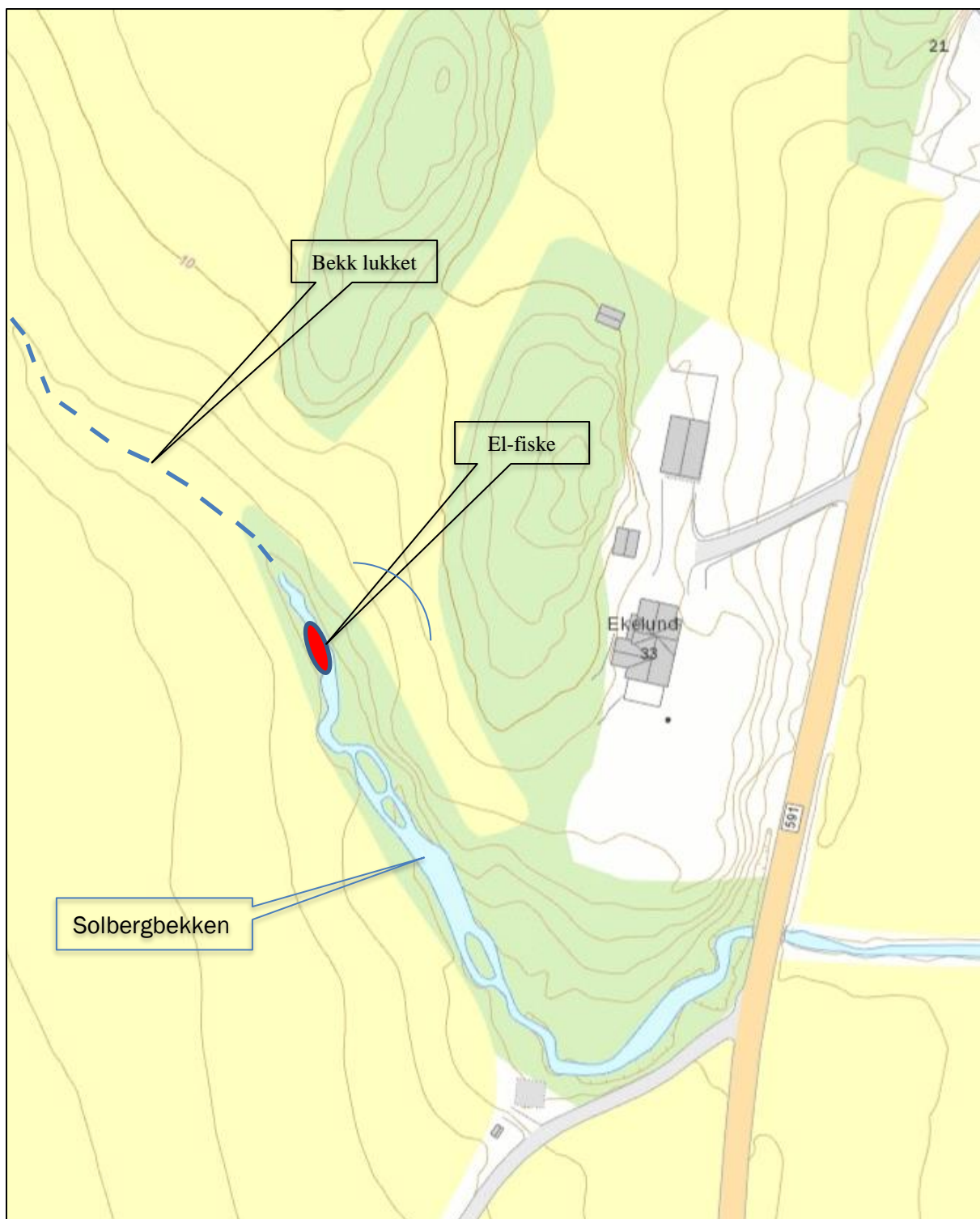


Fig. 1. Kart over midtre del av Solbergbekken med markering av området hvor el-fisken ble foretatt.

Materiale og metoder:

El-fisken er gjennomført etter norsk standard NS-EN 14011 med norsk tilpasning gitt i NS 9455 (Elfiske) i henhold til veileder 02:2009 (Direktoratgruppa for Vanddirektivet, 2009). Det ble fisket med et fiskeapparat av typen FA-2. Apparatet var innstilt på høy frekvens og høy spenning. Arealet på stasjonen var ca. 24 m² og ble avfisket tre ganger (gjentatte uttak) (Bohlin et al. 1989) med en pause på rundt 10 minutter mellom omgangene. All fisk ble

oppbevart i plastbøtter og lengdemålt til nærmeste hele cm. Fisken ble satt ut igjen etter opptelling. Fisketettheten er beregnet etter Bohlin et. al. (1989). Tetthet er oppgitt som antall fisk pr. 100 m².

Avfisket vannareal ble beregnet ved å skritte opp lengde og gjennomsnittlig bredde på bekkestrekningen. Arealet på den aktuelle stasjonen ble beregnet til 17x1,5 m = ca. 25 m².

Tettheten av fisk er beregnet ved hjelp av Bohlins metode.

$$y = \frac{T}{1 - \left(\frac{T - C_1}{T - C_3} \right)^3}$$

y = tetthet, T = totalt antall fisk fanget, C_x = antall fisk fanget den x gangen
Tettheten oppgis i antall fisk per 100 m².



Fig.2. Andreas Thorbjørnsen og Ted Sørli lengdemåler fisk under el-fiske i Solbergbekken

Resultater:

Til sammen, etter tre omganger med el-fiske, ble det fanget 13 ørreter. Lengdefordelingen til fisken er vist i figur 3.

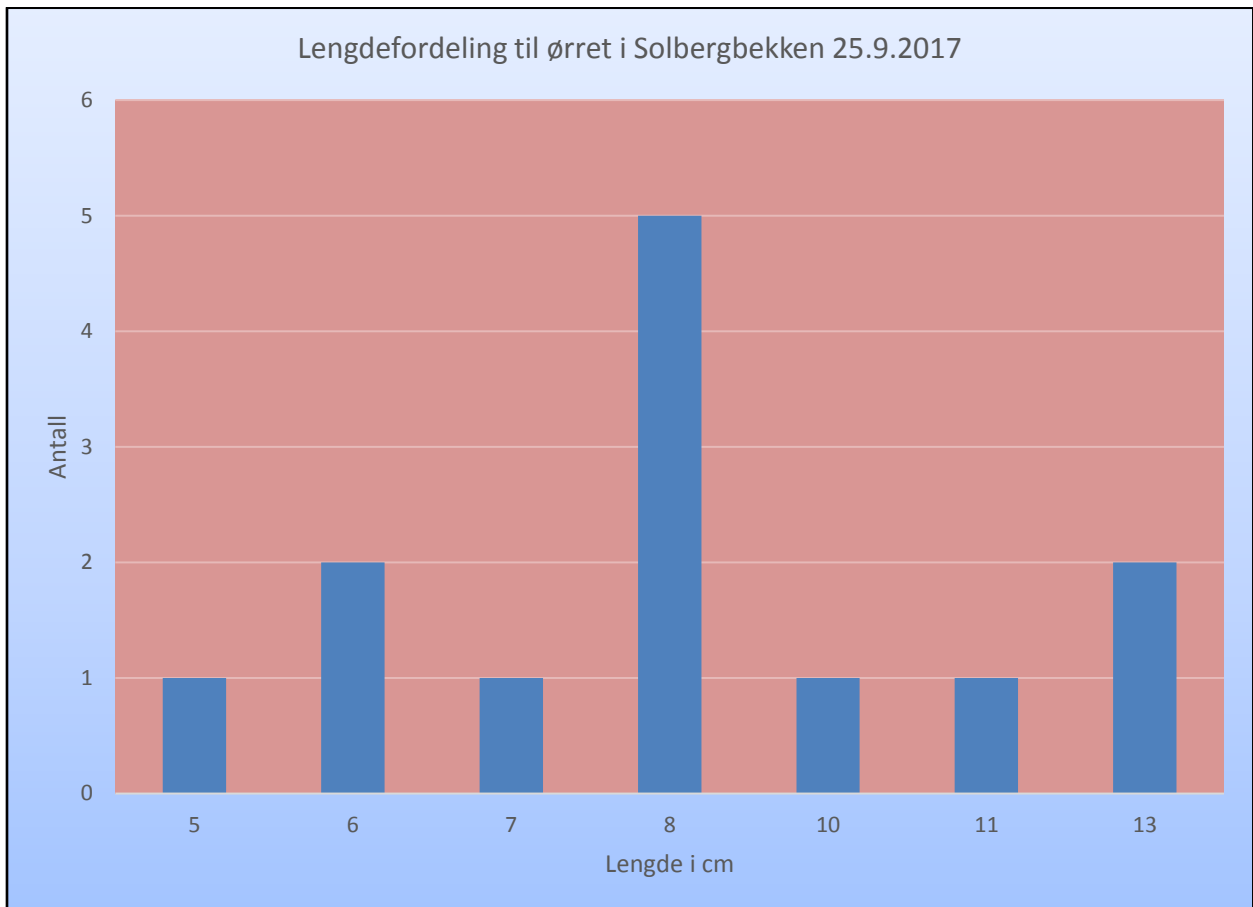


Fig. 3. Lengdefordeling til ørret fanget i Solbergbekken.

Beregningene basert på modellen viste en tetthet på 107 ørret pr. 100 m². Denne tettheten antas å være for høy på det aktuelle området. En direkte beregning basert på antall fisk som faktisk ble fanget gir en tetthet på 52 ørret pr. 100 m². Det ble ikke fanget andre arter enn ørret under el-fisket.

Diskusjon:

Solbergbekken har blitt en viktig gytebekk for sjøørret etter at de spredte avløpa i området ble påkoblet kommunalt avløpsnett for noen år tilbake, og det ble foretatt habitat-forbedringer av ulike slag i bekkesystemet.

Undersøkelsen ga en indikasjon på at habitatforbedringene (gytegrus, kulper og stein) som ble foretatt av Skjeberg og Omegn JFF i 2015 og 2016 har gitt positive resultater. Dette kan man si fordi det har blitt påvist lite ungfisk i det aktuelle området tidligere, selv om vi ikke har eksakte tall for tetthet. Tettheten av ungfisk ble den 25.9.2017 beregnet til 107 ørret pr. 100 m² bekk, men jeg vil anta at de reelle tetthetene ligger en del under dette, sannsynligvis et sted mellom 50 og 100 ungfisk pr. 100 m² bekk. Ledningsevnen i vannet ble ikke målt, men det viste seg svært vanskelig å fange fisk under de rådende forhold. En del fisk unnslopp, og fangsteffektiviteten må betraktes som lav.

Tetthetene av ørret var lavere i Solbergbekken enn de som ble målt i Stordiket en uke tidligere (255 ørret pr. 100 m²). Dette kan ha sammenheng med graden av tilgjengelige skjulområder. Det

er få gode skjulområder på det aktuelle området i Solbergbekken. Utlegging av stein/steingrupper i forbindelse med gyteområdene vil kunne øke tettheten betraktelig, og bør prioriteres ved senere vedlikeholdsarbeid i tiltaksområdet. Variasjon (stein, røtter, kulper m.m.) gir gode skjulområder for ungfisk og er nøkkelen til et godt sjørrethabitat/oppvekstområde. En tett og fin kantsone med busker og trær som gir næring og skygge er også svært viktig. Dette siste er det imidlertid ikke mangel på i det aktuelle området av Solbergbekken.

En åpning av bekken fra Ekelund og oppover ville ha økt produksjonen av sjørret i bekken ytterligere, men dessverre har vært vanskelig å få grunneieren med på dette.

Moss 11.10.2017

Leif R. Karlsen
fiskeforvalter

Fylkesmannen i Østfold
Miljøvern avdelingen
P.b. 325, 1502 Moss
Tlf. +47 69 24 71 21, mob. +47 99 58 90 36
E-post: fmoslrk@fylkesmannen.no



Rapport fra el-fiske i Saltnesbekken, Råde/Fredrikstad kommuner den 17.10.2017

Innledning:

Den 17. oktober 2017 ble det gjennomført et el-fiske i Saltnesbekken i Råde og Fredrikstad kommuner. Hensikten med el-fisket var i første omgang å sjekke om gytefisk av sjørørret har greid å passere fossen i nedre del av bekken etter at Råde JFF tidligere i sommer/høst hadde gjennomført tiltak for å lette oppgangen. En stor steinblokk i fossen var fjernet, og det var anlagt en kulp for å heve vannstanden slik at fisken kunne få bedre sats til å forsere fossen.

Et av målene var også å undersøke om produksjonen av ungfisk i bekken var tilfredsstillende.

El-fisket ble gjennomført av undertegnede og Arild Kristiansen fra Råde JFF.

Områdebeskrivelse:

Saltnesbekken danner grense mellom Råde og Fredrikstad kommuner ved Saltnes, og renner ut i vika ca. 300 meter sørøst for Saltholmen (Fig.3). Bekken drenerer områdene oppover mot Spettdalen/Andersrød. Fra sjøen og opp til Rv. 116 er det ca. 775 meter. Ved riksvegen deler bekken seg, hvor et løp går nordøstover og et løp går sørover langs riksvegen. Det er i hovedsak delen fra sjøen og opp til riksvegen som er sjørørretførende. Fisken kan imidlertid passere riksvegen og gå inn i det søndre løpet (se fig 4), og muligens også i løpet som går nordøstover.

Bekken renner for det meste gjennom flatt jordbrukslandskap. Kantvegetasjonen er stedvis godt utviklet, men det er også lengre strekninger uten trær langs bekkekanten, som f.eks. langs det sørgående løpet, og i hovedløpet øverst mot Rv. 116.

Ca. 100 meter fra sjøen er det en liten foss på ca. 2 meters høyde hvor det tidligere lå en stor stein/blokk (fig. 1). Denne er nå fjernet (fig. 2). I den nedre delen av bekken i Råde kommune er det en god del gammel og ny bebyggelse, mens det på andre siden av bekken, i Fredrikstad kommune, er mest jordbruksarealer (LNF-område).

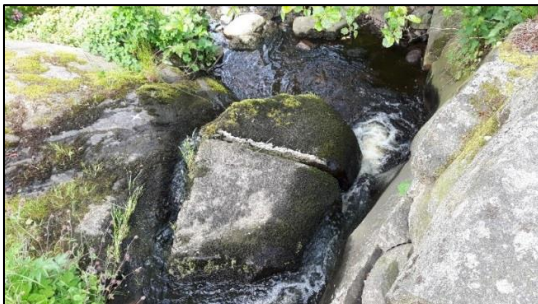


Fig. 1. Steinen/blokka i fossen. (Foto: Leif R. Karlsen)



Fig.2. Fossen etter at steinen/blokka er fjernet.
(Foto: Arild Kristiansen)

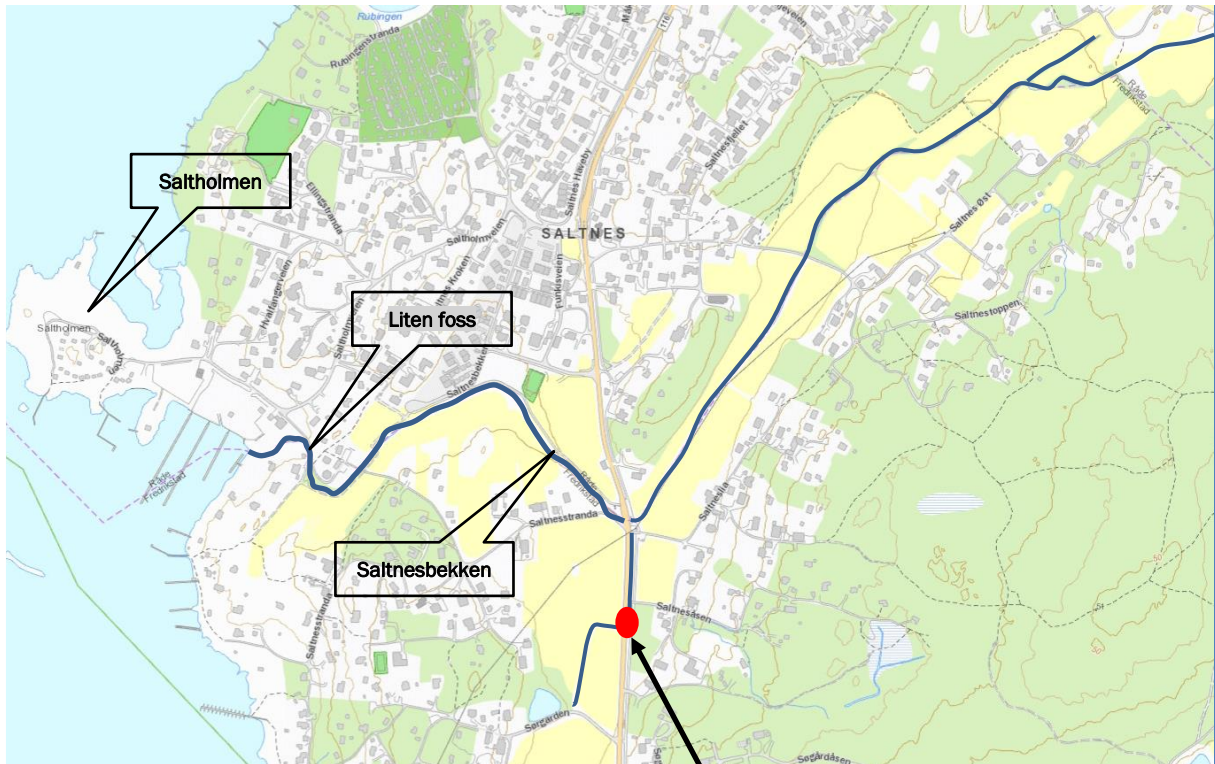


Fig. 3. Kart over Saltnesbekken.



Fig.4. Ørret fanget i liten kulp i det søndre løpet ved kulvert/rør under Rv. 116. (Foto: Arild Kristiansen) (markert med rødt punkt i fig. 3)

Materiale og metoder:

Til el-fisket ble det benyttet et apparat av typen FA-2. Apparatet var innstilt på høy spenning og høy frekvens. Vannføringen var gunstig for el-fiske. Bekken ble el-fisket en gang gående motstrøms. Det ble el-fisket på stort sett hele strekningen fra kulpen nedenfor fossen og opp til riksvegen. I tillegg ble det el-fisket på enkelte punkter i det søndre løpet langs Rv. 116. Fisken ble stort sett bare observert i bekken og vurdert utfra skjønn til gytefisk, stasjonær fisk eller ungfisk. Kun en av de største gytefiskene ble lengdemålt.

Resultater:

På strekningen fra kulpen nedenfor fossen og opp til Rv. 116 ble det observert til sammen ca. 22 gytefisk. Av disse ble 10 stk. anslått til en vekt på mellom 0,5 – 0,8 kg, og 12 stk. anslått til en vekt på mellom 1 – 2 kg. En av de største ørretene målte 54 cm. Det ble også observert bra med ungfisk, både årets yngel (0+) og eldre ungfisk på hele strekningen fra kulpen nedenfor fossen og opp til Rv. 116. Også i det søndre løpet langs Rv. 116 ble det påvist enkelte ungfisk/stasjonær fisk, selv om tettheten her var lav.



Fig. 5. Arild Kristiansen (Råde JFF) med gytefisk fra Saltnesbekken 17.10.2017. (Foto: Leif R. Karlsen)

Diskusjon:

Undersøkelsen viste at gytefisk av sjørret greier å passere fossen etter at Råde JFF fjernet steinen/blokka i fossen tidligere i høst. Utfra antall gytefisk som ble registrert ovenfor fossen den 17.10.2017, så ser arbeidet ut til å ha vært vellykket! Gytefisken greide å passere fossen også før steinen/blokka ble fjernet, men muligens i mindre omfang. Kulpen under fossen kan med fordel gjøres enda noe dypere slik at ørreten får best mulig sats til å hoppe opp fossen. På strekningen fra sjøen og opp til Rv. 116 bør det på enkelte områder tilføres mere stein/steingrupper i bekkebunnen for å skape flere skjulområder for ungfisk. Det bør også grafes på eksisterende gyteområder for å «luften» grusen, og på en del steder kan det tilføres noe mer gytegrus. Det søndre løpet bør renskes og det bør tilføres mer stein og grus også her. Det bør også beplantes på denne strekningen for å skape skygge og skjul for fisken. Dersom dette gjøres kan produksjonen av ørret i bekkesystemet økes. Det er også behov for mer beplantning av trær øverst mot Rv. 116. Her gror bekken lett igjen med takrør (siv) hvis det ikke plantes inn trær (svartor m.m.) som med tiden vil skygge ut sivet.

Omtrent midtveis mellom sjøen og Rv. 116 var det kloakklukt i bekken, noe som kan tyde på at det fremdeles er spredte avløp som ikke er koblet til det offentlige avløpsnett. Dette bør man forsøke å få orden på så snart som mulig.

Saltnesbekken er en liten men viktig sjørretbekk av regional betydning. Bekken trenger jevnlig tilsyn og pleie. Råde og Fredrikstad kommuner må ha fokus på fiskeinteressene og fiskens leveområder i sin oversiktsplanlegging etter plan- og bygningsloven i denne bekken, som i andre sjørretbekker i kommunene, slik det er beskrevet i lov om laksefisk og innlandsfisk mv. av 15. mai 1992, § 7.

Moss 1.11.2017

Leif R. Karlsen
fiskeforvalter

Fylkesmannen i Østfold
Miljøvernavdelingen
P.b. 325, 1502 Moss
Tlf. +47 69 24 71 21, mob. +47 99 58 90 36
E-post: fmoslrk@fylkesmannen.no



Rapport fra el-fiske i Torpebekken, Onsøy, i Fredrikstad kommune den 2. 11. 2017

Innledning:

Deler av den sørlige grenen av Torpebekken, rett vest for Kjenne vestre, ble første gang el-fisket i 1999. Den gangen ble det kun fanget en gjedde på 14 cm.

Sommeren 2017 fikk Fylkesmannen tips om at det var sett ørrettyngel i bekken rett sørvest for Mosikkhuset. For å undersøke dette nærmere, og for å fastslå om Torpebekken er sjøørretførende ble det foretatt et el-fiske den 2.11.2017.

El-fisket ble foretatt av undertegnede og Pål Erik Jensen, Østfold fylkeskommune.

Områdebeskrivelse:

Torpebekken drenerer et stort nedbørsfelt som strekker seg fra gården Kongsberg i nord til områdene ved Onsøyknipen og Kjennetjern i sør. De forskjellige forgreningene løper sammen ved Torp øst for Onsøy kirke. Derfra renner bekken videre østover og ut i Seutelva (fig.1). Langs de 2-3 siste km fram mot Seutelva er det foretatt en del beplantning av svartor tidligere, men det er fortsatt sparsomt med kantvegetasjon på strekningen, noe som fører til betydelig avrenning fra jordbruksarealene omkring. For øvrig er bekkeløpet mot Onsøyknipen og Kjennetjern og i de midtre delene rundt Torp, omgitt av frodige vegetasjonskanter som hovedsakelig består av svartor. Bunnsubstratet varierer fra stein og grus i nordre og søndre deler av bekkesystemet til leire/organisk materiale mot øst.

Det er foretatt bekkelukking ved Mosikkrysset (ca. 150 m) og ved gården Skollerød (ca. 400 m). Vest for samløpet ved Torp er det bygget en vanningsdam i det nordlige løpet.

Nedbørsfeltet er preget av stor jordbruksaktivitet, og bekkeløpet er hovedsakelig omgitt av dyrket mark.

Bekken ble befart/el-fisket på hovedsakelig to områder (3 stasjoner), det ene ligger sørvest for Mosikkhuset og det andre i det nordlige løpet rett sør for Onsøy prestegård (fig. 1).

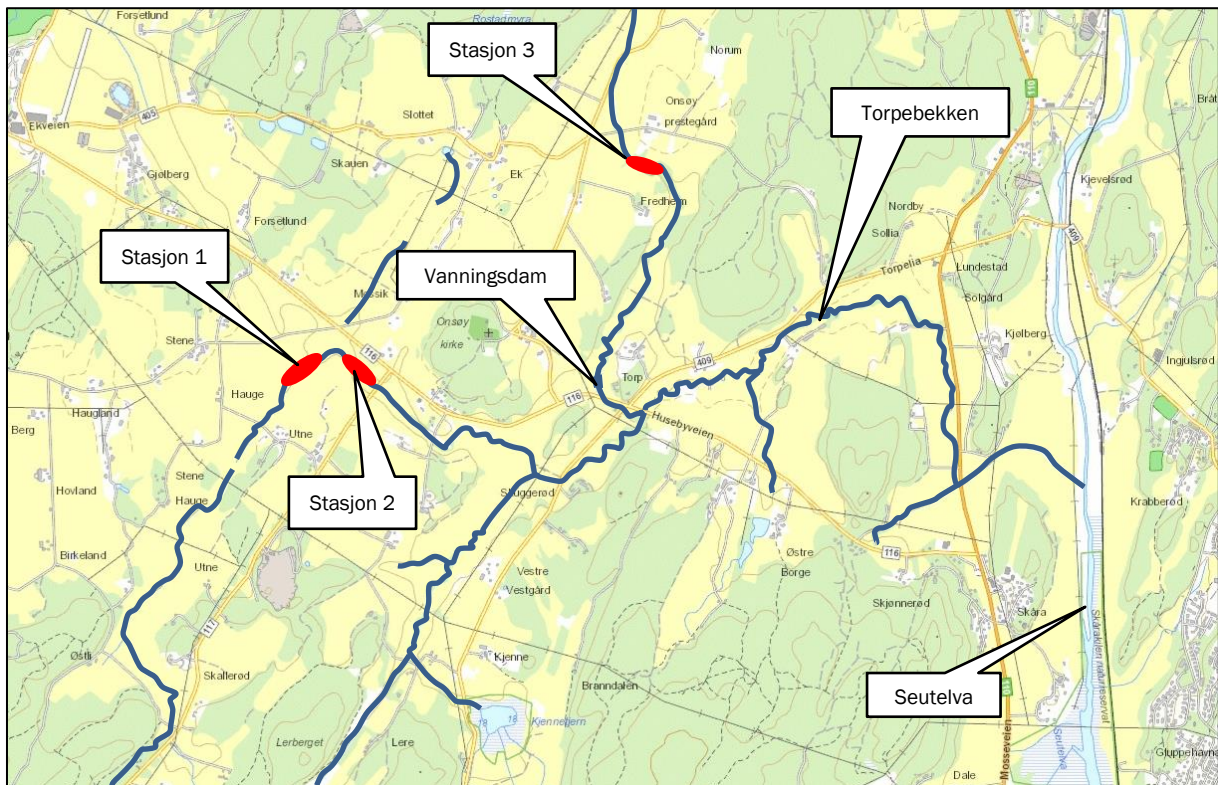


Fig. 1. Kart over Torpebekken med markeringer av hvor det ble el-fisket (rødt)

Materiale og metoder:

Til el-fisket ble det benyttet et apparat av typen FA-2. Apparatet var innstilt på høy spenning og høy frekvens. Vannføringen var gunstig for el-fiske. Det ble el-fisket på tre stasjoner (fig.1). Stasjonene ble el-fisket en gang gående motstrøms. Fisken ble oppbevart i en plastbøtte og lengden ble vurdert til ca. antall cm før de ble sluppet ut i bekken igjen.

Resultater:

På stasjon 1 ble det fanget en gytefisk på ca. 35 cm og en ungfisk på ca.8 cm. (fig 2 og 3)

På stasjon 2 ble det fanget 3 gytefisk på ca. 40 cm, 2 ungfisk på ca. 8 cm og 2 ungfisk på ca. 12 cm. (fig. 4 og 5).

På stasjon 3 ble det fanget 8 stk. gytefisk på ca. 30-35 cm (fig 6).



Fig. 2. gytefisk fra st. 1. (Fotos: Leif R. Karlsen)



Fig. 3. Ungfisk (8 cm) fra st. 1.



Fig. 4. Gytefisk fra st. 2. (Foto: Pål Erik Jensen)



Fig. 5. Ungfisk fra st. 2. (Foto: Pål Erik Jensen)



Fig. 6. Gytefisk fanget på st. 3. (Foto: Leif R. Karlsen)

Diskusjon:

El-fisket viste at Torpebekken har en bestand av sjøørret. Det ble funnet ørret i to av sidegreinene, og det er grunn til å tro at det finnes ørret også i andre deler av bekkesystemet.

På stasjon 1 og 2 ble det funnet både gytefisk og ungfisk, det viser at bekken produserer ørretunger.

På stasjon 3 ble det bare funnet gytefisk og ingen ungfisk. Dette er litt merkelig fordi det her er glimrende gyte- og oppvekstområder for ørret. Det kan være at det er noe med vannkvaliteten som gjør at ungfisken ikke overlever, men dette er lite trolig. Det bør tas vannprøver for å utelukke dette. Det kan også hende at røra ut fra vanningsdammen lenger nede ved riksveien representerer et vandringshinder for sjøørreten, og at gytefisken som ble fanget er stasjonære. Dette forhindrer imidlertid ikke at det burde vært påvist ungfisk i området. Det eventuelle vandringshinderet ved vanningsdammen bør utbedres snarest mulig slik at sjøørret kan vandre opp i denne fine side-bekken.

Fredrikstad kommuner må ha fokus på fiskeinteressene og fiskens leveområder i sin oversiktsplanlegging etter plan- og bygningsloven i denne bekken, som i andre sjørretbekker i kommunene, slik det er beskrevet i lov om laksefisk og innlandsfisk mv. av 15. mai 1992, § 7.

Moss 14.11.2017

Leif R. Karlsen
fiskeforvalter

Fylkesmannen i Østfold
Miljøvernavdelingen
P.b. 325, 1502 Moss
Tlf. +47 69 24 71 21, mob. +47 99 58 90 36
E-post: fmoslrk@fylkesmannen.no



Rapport fra el-fiske i Enhusbekken på Kråkerøy i Fredrikstad kommune den 2.11.2017

Innledning:

Den 2. november 2017 ble det gjennomført et el-fiske og en befarings av Enhusbekken på Kråkerøy i Fredrikstad kommune. Hensikten var å se om det fantes sjørørret i bekken og om den således kan betraktes som et anadromt vassdrag.

El-fisaket/befaringen ble gjennomført av undertegnede og Pål Erik Jensen, Østfold fylkeskommune.

Områdebeskrivelse:

Enhusbekken har en lengde på ca. 1150 m fra sjøen og opp til Enhusveien. Bekken drenerer områdene ved Rødsmyra nord for Kråkerøy ungdomsskole, samt områdene ved Åkerberget og Enhusfjellet. Ca. 350 m ovenfor Enhusveien er bekken lukket. Fra Enhusveien renner bekken sørvestover til Sandbukta ved Enhuskilen. Det er en del jordbruksområder i øvre del av bekkesystemet, og mye hyttebebyggelse i nedre del. Kantvegetasjonen er forholdsvis godt utviklet i nedre del, men er mangelfull i landbruksområdene på den øvre delen.

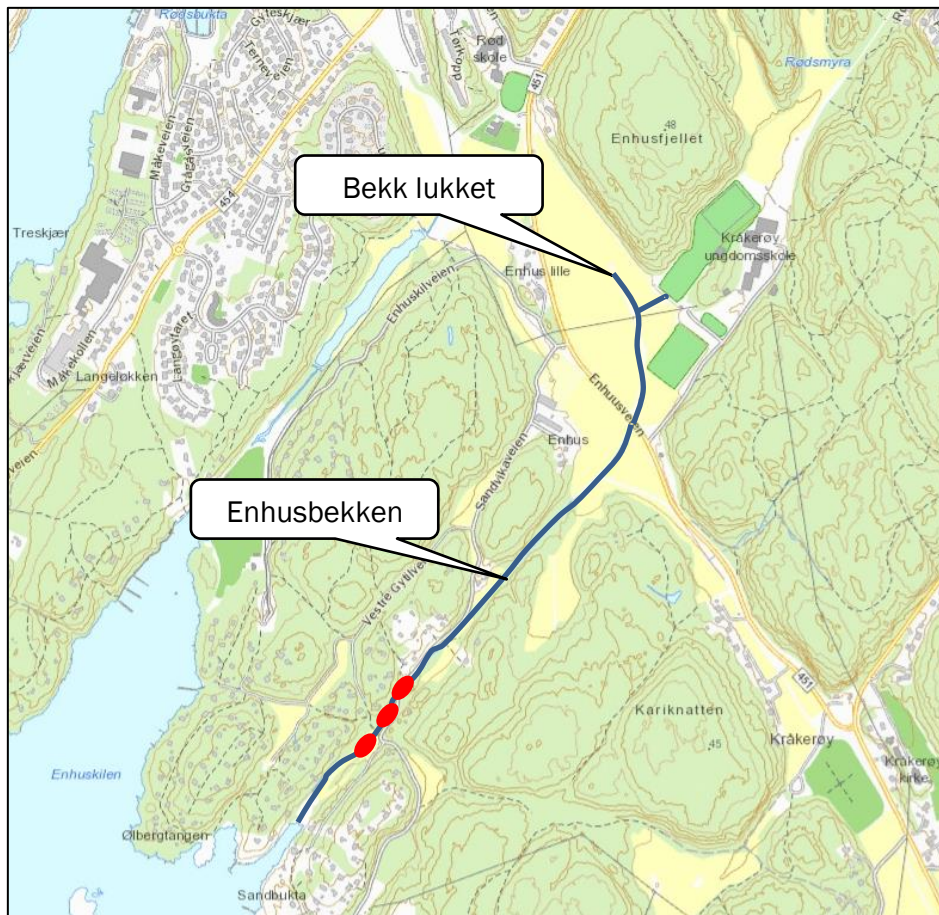


Fig.1. Kart over Enhusbekken med markering av hvor det ble el-fisaket.

Materiale og metoder:

Til el-fisket ble det benyttet et apparat av typen FA-2. Apparatet var innstilt på høy spenning og høy frekvens. Vannføringen var gunstig for el-fiske. Bekken ble el-fisket en gang gående motstrøms. Det ble el-fisket på et begrenset område langs veggen i nedre del av bekken. Fisken ble oppbevart i en plastbøtte og lengdemålt til ca. antall hele cm før de ble sluppet tilbake i bekken.

Resultater:

Det ble fanget til sammen 4 gytefisk mellom 35 og 40 cm lengde. I tillegg ble det registrert 4 gytegroper. Det ble ikke fanget ungfisk av ørret. Det ble også registrert enkelte 9-pigget stingsild.



Fig. 2. Pål Erik Jensen med ørret fra Enhusbekken.



Fig. 3. Ørret (hunnfisk) fra Enhusbekken.

Diskusjon:

Enhusbekken er en sjøørretbekk av marginal betydning slik den ligger i dag. Funn av 4 stk. gytefisk viser imidlertid at enkelte sjøørret utnytter bekken til gyting. Det var imidlertid bare en liten del av bekken som ble el-fisket/befart, så det kan ha vært sjøørret også på andre steder i bekken. Gyte- og oppvekstområdene i bekken er begrenset. Nedbørsfeltet er lite, så sannsynligvis er vannføringen en «flaskehals» spesielt i tørre somre. Det ble ikke funnet ungfisk i bekken, så det kan være at forholdene i bekken er så dårlige at ungfisken ikke overlever. Muligheten er også til stede for at ungfisken kan vandre ut i estuariet/sjøen allerede etter første sommer da sjøområdet er sterkt påvirket av ferskvann fra Glomma. Det kan også være at det bare er i enkelte gunstige år at ungfisken i Enhusbekken overlever fram til smolt.

Produksjonen av sjøørret i Enhusbekken kan sannsynligvis økes en god del dersom man gjennomfører noen enkle tiltak. For det første bør det ryddes opp i bekken, f.eks. ved fjerning av kvist og kvas som danner «propper», og så må eksisterende gyteområder renskes og «luftes». Det bør også tilføres noe mer gytegrus på enkelte steder. Utplassering av stein og steingrupper vil føre til flere skjulområder for ungfisk. Graving av noen flere små kulper vil kunne holde på vannet i tørre perioder og øke overlevelsen til ungfisk både sommer og vinter.

Enhusbekken må betraktes som et anadromt vassdrag med en liten bestand av sjøørret. Bekken trenger tilsyn og pleie, og har et potensiale for økt produksjon av sjøørret. Fredrikstad kommuner må ha fokus på fiskeinteressene og fiskens leveområder i sin oversiktsplanlegging etter plan- og bygningsloven også i denne bekken, som i andre sjøørretbekker i kommunen, slik det er beskrevet i lov om laksefisk og innlandsfisk mv. av 15. mai 1992, § 7.

Moss 7.11.2017

Leif R. Karlsen
fiskeforvalter

Fylkesmannen i Østfold
Miljøvernavdelingen
P.b. 325, 1502 Moss
Tlf. +47 69 24 71 21, mob. +47 99 58 90 36
E-post: fmoslrk@fylkesmannen.no



Rapport fra befaring og el-fiske i fire bekker på Hvaler, Tangenbekken (Arekilen), Korshavnbecken, Leretbekken og Holtekilbekken, den 10.10.2017.

Innledning:

Den 10. oktober 2017 ble det gjennomført el-fiske og befaringer i til sammen fire bekker på Kirkøya i Hvaler kommune. Disse var Tangenbekken (Arekilen), Korshavnbecken, Leretbekken og Holtekilbekken.

Tangenbekken ble el-fisket/befart for å kunne fastslå om den har en bestand av sjøørret eller ikke. Bekken er ikke el-fisket tidligere, bare befart.

Korshavnbecken ble befart og el-fisket for å vurdere de fysiske tiltaka for sjøørret som nettopp var gjennomført i regi av Hvaler JFF. Her var det også med et TV team fra NRK-Østfold som ville ha en reportasje om tiltak for sjøørret på Hvaler. Korshavnbecken ble første gang el-fisket av undertegnede i 2009.

Leretbekken ble undersøkt for å se om det hadde gått opp gytefisk, og om det fantes ungfisk av sjøørret i bekken. Leretbekken ble første gang el-fisket av undertegnede i 2007.

Holtekilbekken ble befart og el-fisket delvis for å vurdere opprensingen som en av grunneierne hadde foretatt på nedre del av bekken tidligere i år, og for å undersøke utbredelsen av ungfisk i bekkesystemet. Holtekilbekken ble første gang el-fisket av undertegnede i 2001.

Befaringene og el-fisket 10.10.2017 ble foretatt av undertegnede sammen med Bjørn Tore Kjølholt fra Hvaler JFF.

Områdebeskrivelser:

Tangenbekken:

Dette bekkesystemet har kildeområder ved Sandbrekke. Derfra drenerer et lite bekkeløp sørover til Arekilen. Bekken som renner ut fra Arekilen er større og har navnet Tangenbekken. Denne munner ut i sjøen innerst i Ørekroken (Fig. 1).

Bekkesystemet er moderat forurensset. På strekningen Sandbrekke – Arekilen er bekken nærmest gjengrodd bl.a. på grunn av dårlig utviklet kantvegetasjon. Det ble foretatt bekkerensking på denne strekningen rundt 1980. Langs Tangenbekken, fra Arekilen til sjøen, er vegetasjonskantene forholdsvis velutviklet. Steinsetting forekommer. Øvre deler av nedbørsfeltet har betydelig innslag av jordbruksarealer. Utmark og myrområder i tilknytning til Arekilen. Spredt bebyggelse. Tangenbekken ligger i et kystlandskap av regional betydning. Av spesiell interesse er naturreservatet Arekilen som bl.a. omfatter landets største svartor-strandskog. Tidligere var det en god bestand av karuss i Arekilen. Bestanden er nå redusert (påvist i 1995). Kilde: Naturbase.

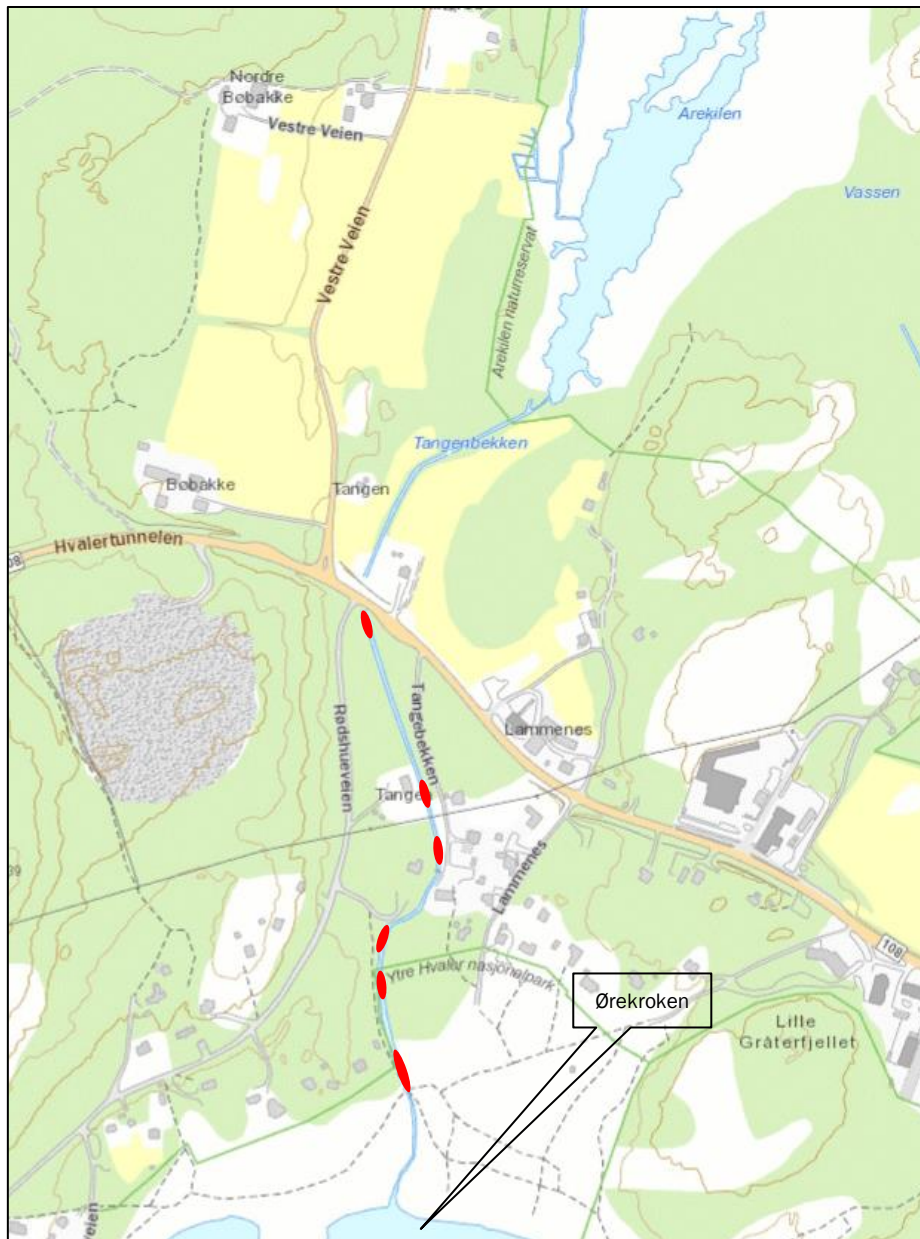


Fig. 1. Kart over Tangenbekken, med markering av stasjoner for el-fiske (rødt).



Fig. 2. 9-pigget stingsild fra Tangenbekken (Foto: Bjørn Tore Kjølholt)



Fig. 3. El-fiske i nedre del av Tangenbekken. (Foto: Bjørn Tore Kjølholt)

Korshavnbekken:

Korshavnbekken munner ut innerst i Korshavnkilen på vestsiden av Kirkøya (Fig. 4). Bekken drenerer områdene Brantemyr, Dammyr, Røsseberget. Den nedre delen av bekken er delvis gjengrodd med takrør, mens det videre oppover er en godt utviklet kantskog. Hvaler JFF gjennomførte høsten 2017 et stort dugnadsarbeid med å rense opp i deler av bekkeløpet. Bekken deler seg ved Korshavnvegen hvor et løp går østover og det andre rett sørover. Det søndre løpet, som er lukket ca. 450 meter fra sjøen, har forholdsvis gode gyte- og oppvekstområder for sjørret. På den sjørretførende delen er det fire kulverter (rør) og et lite fossefall. Fossefallet utgjør et delvis vandringshinder. Ovenfor fossen er det brukbare gyte- og oppvekstforhold.

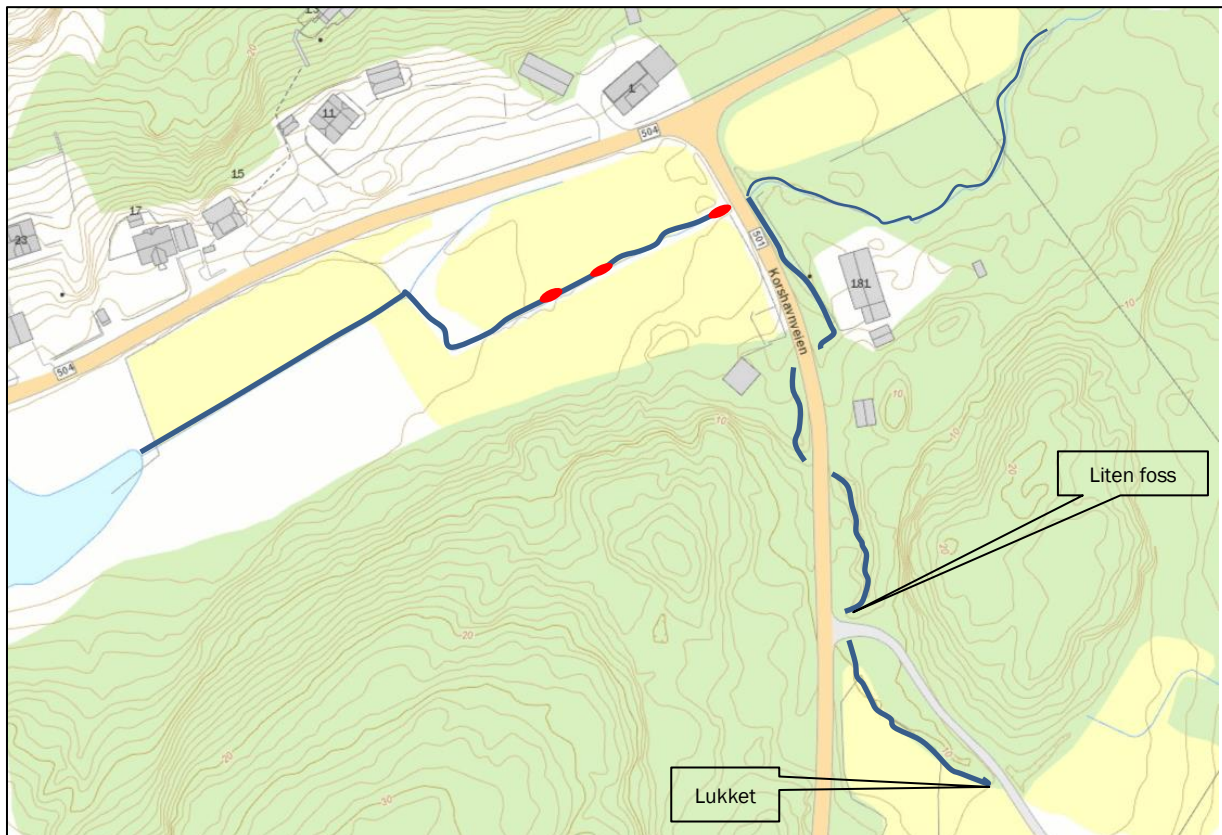


Fig. 4. Kart over Korshavnbekken, med markering av fossen, og hvor det ble el-fisket (rødt)



Fig.5. Parti fra Korshavnbekken. (Foto: Bjørn Tore Kjølholt)

Leretbekken:

Denne sjøørretbekken har sine kilder sørvest for Oppegaard på Kirkøya. En gren av bekken går også sørvestover mot gården Ramsholt. Bekken renner ut innerst i Botnekilen ved Leret (Fig. 6). Lengden på den sjøørretførende strekningen er ca. 1,2 km hvis man tar med sidegrenen mot Ramsholt. Bekken er omgitt av tett løvskog og noe granskog. Fra riksveien og ned til sjøen er det for det meste åpne jorder, det samme gjelder lenger oppe ved Oppegaard. På disse strekningene er kantvegetasjonen mangelfull. Midtpartiet har de beste habitatene for ørreten, her veksler det mellom strykparter, kulper og områder med sand og grus. Det er to små fossefall på strekningen fra vegen og opp til bekkedelet, men ingen av disse utgjør noe definitivt vandringshinder for ørret.

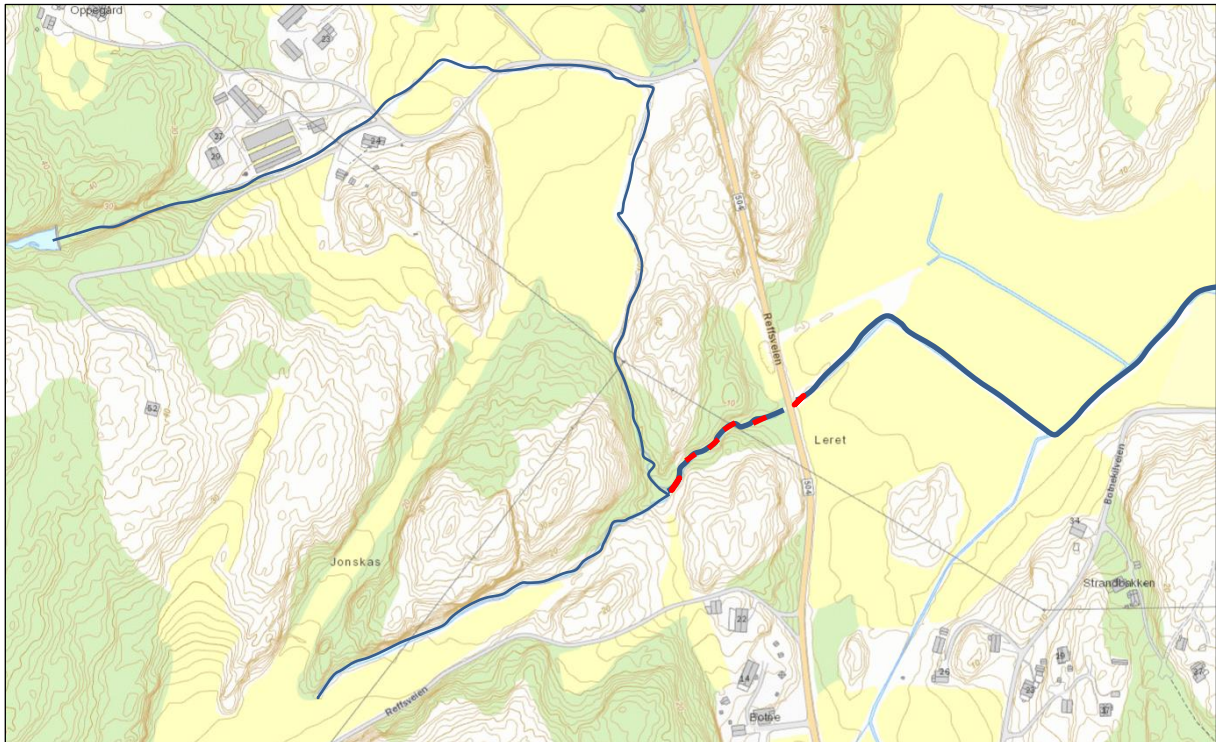


Fig. 6. Kart over Leretbekken, med markering (rødt) av hvor det ble el-fisket



Fig. 7. Gytefisk fra Leretbekken. (Foto: Bjørn Tore Kjølholt)



Fig. 8. El-fiske i en av kulpene i Leretbekken (Foto. Bjørn Tore Kjølholt)

Holtekilbekken:

Denne bekken har sitt utløp innerst i Holtekilen nord for Skjærhalden på Kirkøya (Fig. 9). Bekken deler seg ca. 200 meter ovenfor utløpet, hvor det vestre løpet er lagt i rør. Løpet som går nordover er delvis gjengrodd av siv og starr. Bekken er lukket oppe ved Gjurød. Sjørørreten kan vandre opp til lukkinga som ligger ca. 850 meter fra munningen. Bekken ble rensket på et lite område i nedre del i 2016-2017. Gyte- og oppvekstområdene er begrenset, men de beste ligger ca. 350 meter fra sjøen. Bekken har et stort potensial for habitatforbedringer, og økt produksjon av sjørørret. Det er to kulverter (rør) på strekningen fra sjøen og opp til lukkinga, men ingen av disse representerer noe vandringshinder for ørret

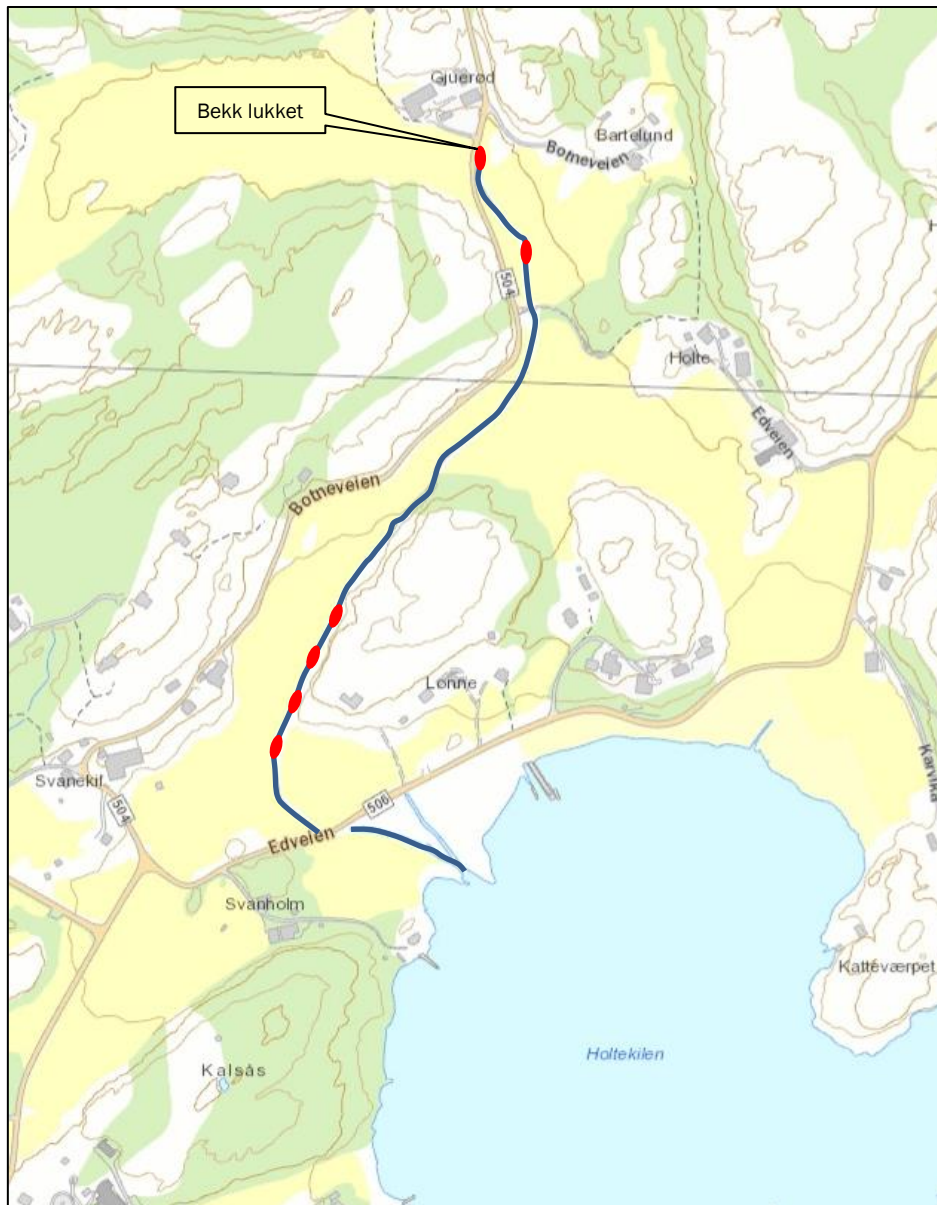


Fig. 9. Kart over Holtekilbekken, med markering (rødt) av hvor det ble el-fisket.

Materiale og metoder:

Til el-fisket ble det brukt et apparat av typen E-fish (fig. 3 og 8), med unntak av Holtekilbekken hvor det ble brukt et apparat av typen FA-2. De ulike bekkene/stasjonene ble el-fisket en gang gående motstrøms. Noe av fisken i Korshavnbecken og Leretbekken ble oppbevart i en plastbøtte og lengdemålt til nærmeste hele cm. Ellers ble fisken kun observert/undersøkt mens de befant seg i bekken, og utfra skjønn kategorisert som gytefisk, stasjonær fisk og ungfisk. All fisk ble sluppet tilbake etter lengdemåling/observasjon. Forholdene for el-fiske var gode, med moderat vannføring og oppholdsvær.

Resultater:

I Tangenbekken ble det kun påvist 9-pigget stingsild. Stingsild ble fanget på alle stasjonene. (fig.2).

I Korshavnbecken ble det påvist både årsunger (0+), ungfisk og stasjonære hanner av ørret. På et lite område rett på nedsiden av veggen ble det fanget 6 stk. ungfisk som ble lengdemålt til henholdsvis 7, 8, 10, 10, 13 og 17 cm. Resten av fiskene som ble bedøvet med el-fisk apparatet ble ikke målt, kun observert/registrert.

I Leretbekken ble det påvist både årsunger (0+), ungfisk og gytefisk av ørret. Gytefisken hadde samlet seg i kulpene, mens ungfisken sto på de grunnere partiene av bekken. Ingen av fiskene ble lengdemålt, men ble vurdert til å ligge fra ca. 6 cm (0+) og opp til ca. 45 cm.

I Holtekilbekken ble det påvist både årsunger (0+) og eldre fisk av ørret. Et lite utvalg av fisken ble lengdemålt til henholdsvis 4, 5, 5, 6, 6, 9, 9, 11, 15, og 25 cm.

Diskusjon:

Tangenbekken, har ingen bestand av sjøørret. Bekken har for lite fall, og er full av mudder og slam. Det ble kun påvist 9-pigget stingsild under el-fisket. Bekken brukes sannsynligvis også av ål på vandring til og fra Arekilen. Tidligere var det en god bestand av karuss i Arekilen. Karuss ble observert der i 1995 (Naturbase). Dette er en seiglivet fiskeart som sannsynligvis fremdeles finnes tjernet. Det skal visstnok også ha blitt fanget en og annen ørret i Arekilen (Marius Jensen pers. med). Bjørn Tore Kjølholt har tidligere observert enkeltindivider av ørret i Tangenbekken oppe ved riksvegen. Dette er sannsynligvis bare snakk om fisk som har feil vandret.

Korshavnbecken har en bestand av sjøørret. Tiltaka som ble gjennomført av Hvaler JFF høsten 2017 har lettet oppgangen for gytefisk, og bedret forholda for gyting og oppvekst. Hvaler JFF gjennomførte også for noen år tilbake fysiske tiltak for ørret i denne bekken. Det er behov for tilførsel av mere stein i bekkebunnen på strekningen fra veggen og ned til sjøen, og i likhet med mange andre sjøørretbekker trenger den årlig tilsyn og vedlikehold. Den lille fossen bør utbedres slik at gytefisken lettere får tilgang til gyte- og oppvekstområdene på oversiden.

Leretbekken er en viktig gytebekk med gode kvaliteter. På strekningen fra veggen og ned til sjøen kan det med fordel renskes opp, men som et varig tiltak bør det beplantes med svartor for å skygge ut takrør (siv). Bekken trenger årlig tilsyn og vedlikehold bl.a. i form av rensing på eksisterende gyteplasser og fjerning av «propper» som kan danne oppgangshindre.

Holtekilbekken har en bestand av ørret under sterkt press. Den nedre og øvre delen av bekken er nærmest gjengrodd og trenger opprensning. En kort strekning på den nedre delen ble rensket av en av grunneierne i 2016/2017. Opprensningen har lettet oppgangen der, men som et varig tiltak bør det plantes inn trær og busker langs bekken. Behovet for skjøtsel og pleie er stort i denne bekken. Det må renskes opp og tilføres stein og steingrupper. Det bør grafses opp på eksisterende gyteplasser for å «lufte» gytegrusen, og det bør tilføres ny gytegrus og stein på en del plasser.

Alle sjørret-bekkene på Hvaler er små og sårbare, og de fleste trenger pleie og tilsyn. Det er derfor viktig at Hvaler kommune har fokus på fiskeinteressene og fiskens leveområder i sin oversiktsplanlegging etter plan- og bygningsloven, slik det er beskrevet i lov om laksefisk og innlandsfisk mv. av 15. mai 1992, § 7.

Moss 25.10.2017

Leif R. Karlsen
fiskeforvalter

Fylkesmannen i Østfold
Miljøvernavdelingen
P.b. 325, 1502 Moss
Tlf. +47 69 24 71 21, mob. +47 99 58 90 36
E-post: fmoslrk@fylkesmannen.no

Bakgrunn

Prosjektet Markafiske er en storsatsing innenfor fiskeforvaltning og sportsfiske, og ble startet opp våren 2015. For å forbedre kunnskapen om effektene av utsatt ørret, ble det da merket i overkant av 2.000 to- og treårige fisk på settefiskanleggene i Sørkedalen og Bjørkelangen. Disse fiskene er satt ut i en rekke vann rundt om i Oslo og Akershus. I oktober 2015 ble det satt ut ytterligere 450 merkete ørreter i Degernesfjella i Østfold. Til sammen 11 fiskeforvaltningsområder hvor det selges fiskekort, inngår i prosjektet. Formålet er blant annet å få mer kunnskap om gjenfangstene av fisk som settes ut. I Østfold er vannene Søndre Hivann, Øvre Sandvann og Laksen med i prosjektet - Markafiske.

Fisket

Prøvefisket ble gjennomført natt mellom 24. og 25. august 2017 av Ole Håkon Heier fra NJFF-Østfold, og Atle Haga og Pål Erik Jensen fra Østfold fylkeskommune. Det ble benyttet garn av typen Nordisk oversiktsgarn, en garntype hvor hvert garn inneholder maskevidder fra 6mm til 55 mm. Det ble satt 6 slike garn. Det ble samtidig kjørt med ekkolodd for å kartlegge bunnforholdene og for å lage dybdekart.

Det var stille vær, skydekke med noe yr i luften.

Resultater

Det ble fanget 403 mort, 86 abbor og 10 ørret. Ingen av ørretene var merket.

Det ble observert store stimer med fisk på ekkoloddet, både fritt i vannmassene og nede ved bunnen. Fiskestimene som gikk fritt i vannet må kunne antas ha vært mort. Stimene ved bunnen kan ha vært både mort og abbor. Ekkoloddet viste få utslag på større enkeltfisk.

Ørreten var fra 17 til 41 cm lang, og var mager, med en gjennomsnittlig K-faktor på 0,86. Det er tatt skjellprøve og otolitter av ørreten, men disse er ikke analysert.

Det finnes også ørekyte i vannet, men ingen ble fanget i garn.

Konklusjon

Søndre Hivann er en typisk skogssjø i Fjella-områdene i Indre Østfold, dvs. mesotrof med tydelig farge av humusstoffer. Prøvefisket har vist at vannet har en stor bestand av mort av moderat til liten størrelse, uten større enkeltindivider. Abborbestanden er god, men fisken er ikke i spesielt god kondisjon. Ørreten er mager, og bestanden er middels til tynn.

Dersom vannet hadde vært i god balanse, ville vi kunne forventet fangster av flere abbor i garnene i størrelser fra 200-1500 gram. Dette var ikke tilfelle. Det er heller ikke kjent fangster av større abbor fra sportsfiske i vannet. Næringsgrunnlaget er imidlertid åpenbart til stede

gjennom store mengder mort og i tillegg ørekyte. Dette er også fisk som fiskepisende ørret kunne gjort seg nytte av. Vi vet at både ørret og abbor blir stor i vannet nedstrøms (Steinsvannet), men det samme ser altså ikke ut til å være tilfelle her.

Ørreten kan gyte i minst en bekk (utløpsbekken), men bekken er liten, og har svært begrenset potensial. Det settes ut ørret årlig. Samtidig er dette ett av de vannene som brukes mest av sportsfiskere i Midtre Degernes grunneierlag. Det ligger like ved vei, og det er bygget handicap-fiskeplass og parkeringsplasser og satt opp toalett ved vannet. Det ble fanget såpass få ørret at antall fisk som settes ut godt kunne vært høyere. På den annen side er næringskonkurransen fra morten såpass stor at ørreten vi fanget hadde relativt dårlig kondisjon. Dersom man ønsker flere ørret i bedre kondisjon må konkurransen fra mort begrenses. Dette kan løses ved 1) flere ørret blir fiskepisere, 2) flere abbor bli fiskepisere, 3) det fjernes mort fra vannet.

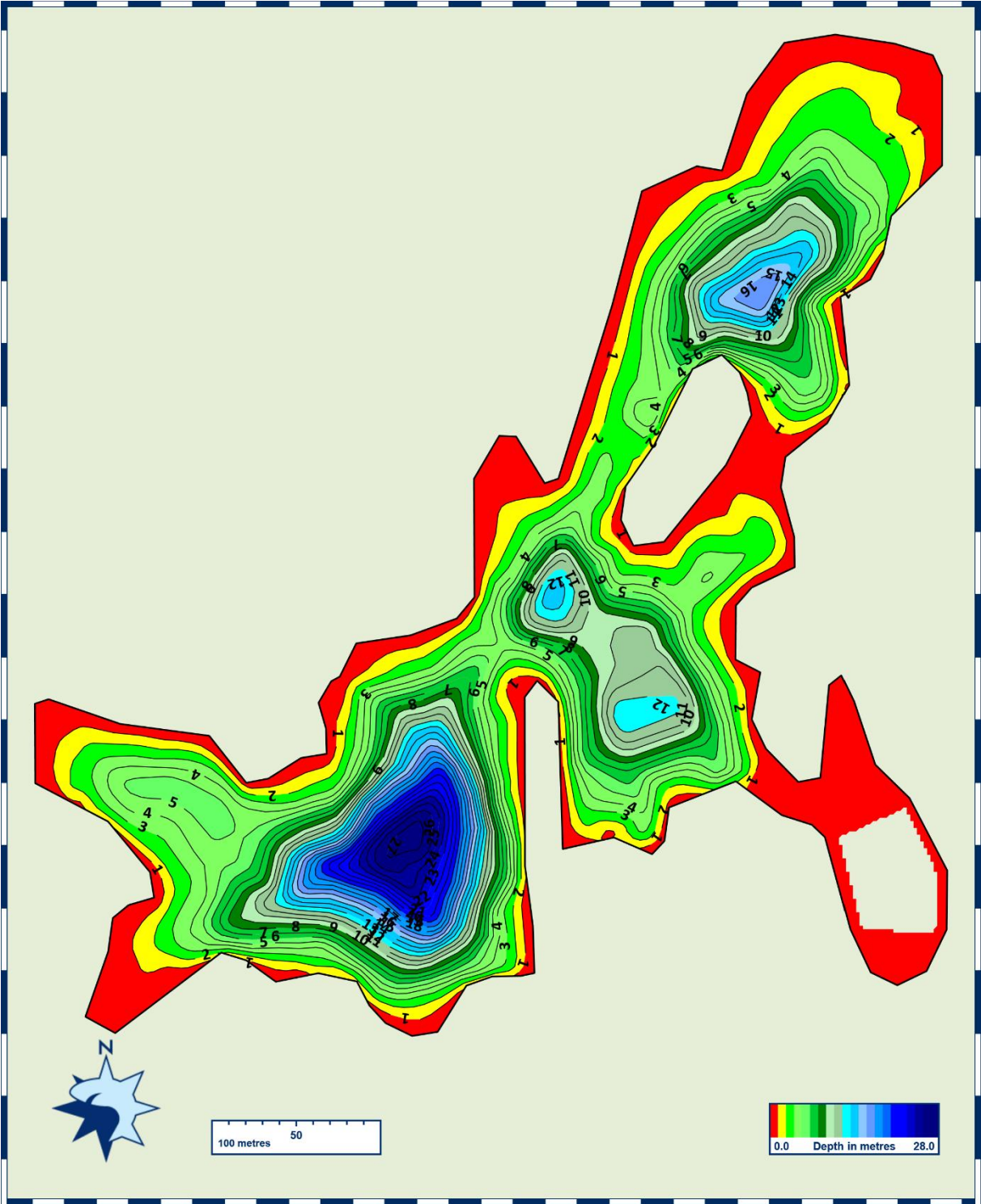
Fangsten. Foto: Ole Håkon Heier





Foto: Ole Håkon Heier

Kartet er produsert av og publisert på www.dybdekart.no



Bakgrunn

Prosjektet Markafiske er en storsatsing innenfor fiskeforvaltning og sportsfiske, og ble startet opp våren 2015. For å forbedre kunnskapen om effektene av utsatt ørret, ble det da merket i overkant av 2.000 to- og treårige fisk på settefiskanleggene i Sørkedalen og Bjørkelangen. Disse fiskene er satt ut i en rekke vann rundt om i Oslo og Akershus. I oktober 2015 ble det satt ut ytterligere 450 merkete ørreter i Degernesfjella i Østfold. Til sammen 11 fiskeforvaltningsområder hvor det selges fiskekort, inngår i prosjektet. Formålet er blant annet å få mer kunnskap om gjenfangstene av fisk som settes ut. I Østfold er vannene Søndre Hivann, Øvre Sandvann og Laksen med i prosjektet - Markafiske.

Fisket

Prøvefisket ble gjennomført natt mellom 27. og 28. september 2017 av Ole Håkon Heier fra NJFF-Østfold, og Atle Haga og Pål Erik Jensen fra Østfold fylkeskommune. Det ble benyttet garn av typen Nordisk oversiktsgarn, en garntype hvor hvert garn inneholder maskevidder fra 6mm til 55 mm. Det ble satt 4 slike garn. Det ble samtidig kjørt med ekkolodd for å kartlegge bunnforholdene og for å lage dybdekart.

Det var stille vær, skydekke med noe yr i luften.

Resultater

Det ble fanget 55 abbor med snittvekt på 65 gram og 7 ørret mellom 180 og 1110 gram. Ingen av ørretene var merket. Ørreten hadde en gjennomsnittlig K-faktor på 1,14 noe som indikerer god kondisjon. Det er tatt skjellprøve og otolitter av ørreten, men disse er ikke analysert.

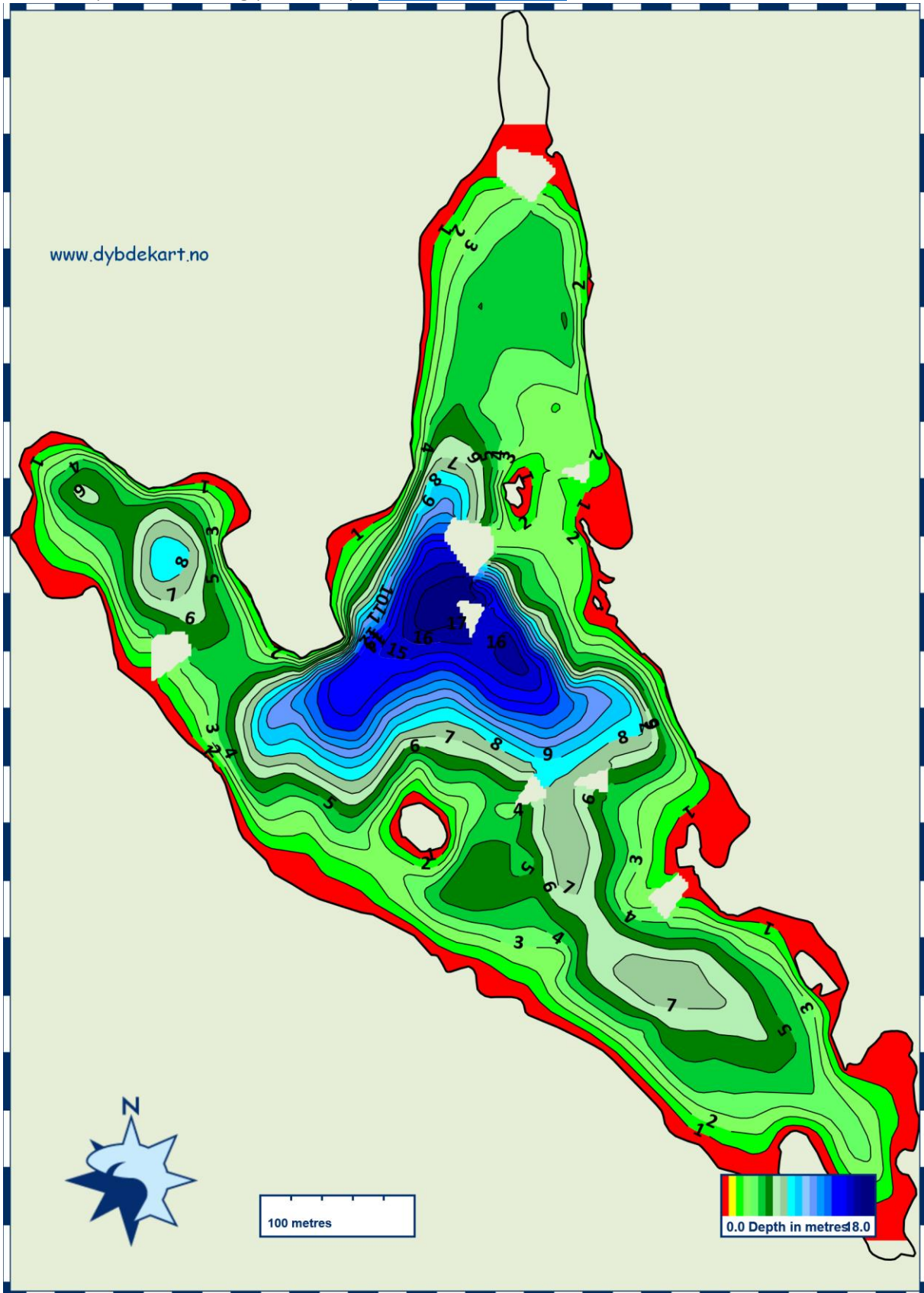
Konklusjon

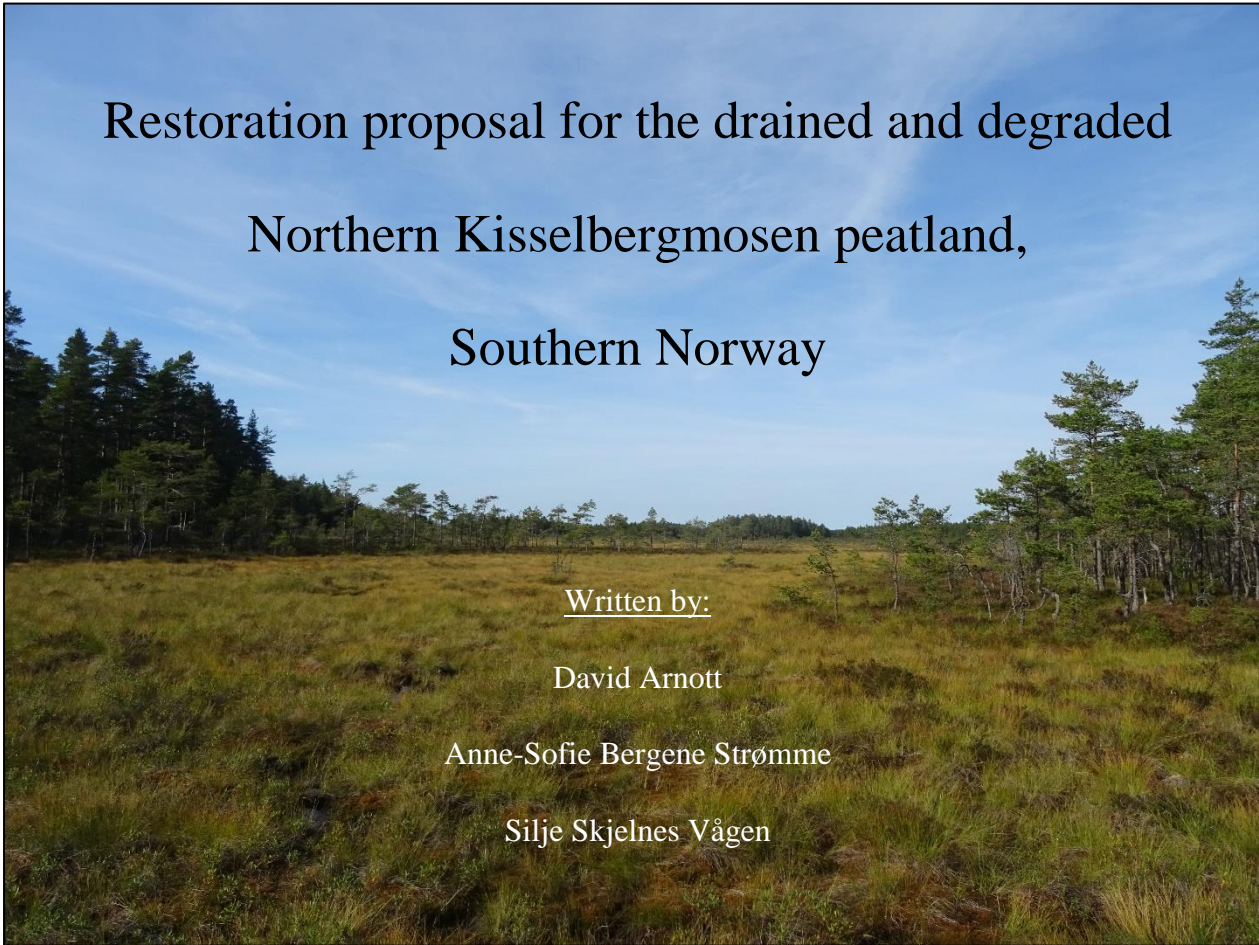
Laksen er en typisk skogssjø i Fjella-områdene i Indre Østfold, dvs. mesotrof med tydelig farge av humusstoffer. Prøvefisket peker mot en fiskebestand i god balanse, der abboeren hadde fin gjennomsnittsstørrelse (ikke veid, men dominert av fisk fra anslagsvis 40-100 gram). Det er tidligere tatt flere abbor på godt over kiloen i vannet. Ørreten kan gyte i minst en bekk (utløpsbekken), men bekken er liten og vil neppe bidra med mange fisk. Det settes ut ørret årlig. Dette er sannsynligvis årsaken til at fangstene er på et tilfredsstillende nivå i forhold til hva som kan forventes av et slikt vann. Ørretens gode kondisjon viser at utsettingene nok også er på et riktig nivå hva gjelder antall.



Begge foto: Ole Håkon Heier

Kartet er produsert av og publisert på www.dybdekart.no





Restoration proposal for the drained and degraded
Northern Kisselbergmosen peatland,
Southern Norway

Written by:

David Arnott

Anne-Sofie Bergene Strømme

Silje Skjelnes Vågen

Autumn 2015

Course: ECOL350 - Restoration Ecology

Department of Ecology and Natural Resource Management (INA)

Norwegian University of Life Science (NMBU), Ås, Norway

Professor: Jonathan E. Colman



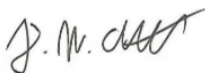
Norwegian University
of Life Sciences

Acknowledgment

This report is written in the Restoration Ecology course (ECOL350) at the Norwegian University of Life Sciences (NMBU), Ås, Autumn 2015. The goal of this report is to make a restoration proposal for a specific study site in Norway, namely Northern Kisselbergmosen peatland and based on the principles of restoration and ecology.

We want to thank Professor Mikael Ohlson for helpful assistance and guidance throughout the writing of this paper, for introducing us to the study site and talking about the ecology of the peatland. We want to thank Christian Steel from SABIMA and Gunn E. Frilund from Miljødirektoratet for relevant information about restoration of peatlands in Norway including information concerning ongoing restoration pilot project involving our study site. We want to give a big thank you to Geir Hardeng as Fylkesmannen i Østfold for much relevant information about our study site and the restoration attempts done at this site. We also thank him for allowing us to use the pictures from the last restoration attempt. Finally, we want to give thanks to entrepreneur Ole Petter Strømme AS for consulting for the proposal budget.

NMBU, Ås, December 2015



David Arnott



Anne-Sofie Bergene Strømme



Silje Skjelnes Vågen

Table of contents

Acknowledgment.....	2
Abstract	4
Introduction	5
Study site, Northern Kisselbergmosen	6
Ecology.....	8
History	9
The need for restoration	10
Restoration proposal project.....	14
Reference sites.....	14
Methods to restore peatlands	14
How to restore Northern Kisselbergmosen peatland.....	18
Budget	22
Monitoring.....	24
Conclusion.....	26
References	28
Appendix I:.....	30
Appendix II:	31
Appendix III:	32

Abstract

In this restoration proposal, the focus is on peatland restoration, with the chosen location a drained and partially degraded nature reserve in south-eastern Norway. The Northern Kisselbergmosen Nature Reserve was declared a nature reserve in 1978, but prior to this, ditches along the edges of the peatland had been dug in an attempt to improve the land for forestry. However, the forestry attempt has failed due to the low nutrient environment, but the ditches are still negatively affecting the peatland. There have been restoration attempts to prevent water flow in one of the most severe ditches using wooden beams and vegetation. But there is clear signs of erosion around and the material have started to decompose, and are therefore no longer efficient as water is continuously leaking out of the peatland.

The goal of this restoration project is to improve the hydrology and to restore full ecological function of the Northern Kisselbergmosen peatland. These goals will be accomplished by preventing water loss due to the ditches from the peatland lakes and the peatland itself. The restoration proposal involves building wooden dams backfilled with local sawdust and wood chips. These dams will reduce the water flow and erosion that is occurring in many ditches in the Northern Kisselbergmosen peatland. The dams would raise the water table and reduce the water flow, that would assist the regrowth of typical peatland vegetation around, and in, the ditched areas. Revegetation will be accelerated by planting of cotton grass and sedge (graminoides) on dam structures. This restoration proposal of Northern Kisselbergmosen will improve the peatland's ecosystem services rather than unsuccessful forestry and will give ecological, economic and social benefits.

Introduction

Peatlands provide important ecosystem services and functions, acting as carbon sinks, preventing flooding and contributing to water filtration (Kimmel & Wander 2010). One-third of all global peatlands have been degraded and destroyed by human activities (Primack 2012). In Norway, 5000 hectares of peatland are destroyed annually by human activities. One-third of all peatlands have been lost in the last 80 years, while it takes thousands of years for peatland to form (Miljødirektoratet 2015b; SABIMA 2015). Norway has a national responsibility in protecting peatlands and wetlands, because of the high number of various types of peatlands found in Norway, compared to the rest of Europe. Norway ratified the Convention on Wetlands (Ramsar Convention) in 1974. This agreement promotes the conservation and sustainable use of wetland areas (Miljødirektoratet 2015b). Many peatlands in Norway are listed amongst the world's most important wetlands systems (Miljødirektoratet 2015b).

In this restoration proposal, we are looking at a partially degraded peatland in Southern Norway, the Northern Kisselbergmosen nature reserve. This site is mainly degraded from drainage ditches dug in an attempt to create forestry. Northern Kisselbergmosen is listed as IA by the IUCN (Miljødirektoratet 2015a), indicating that it is protected as a strict nature reserve and is set aside to protect biodiversity. That geological/geomorphological features, human visitation, use and impacts are strictly controlled and limited to ensure protection of conservation values (IUCN 2015). Northern Kisselbergmosen peatland is one of the most studied peatlands in Norway, and is therefore an important area for scientific knowledge (Fylkesmannen i Østfold, by G. Hardeng). It is one of 18 peatlands in Norway included in a restoration pilot project commissioned by the Climate and Environmental Department (Miljødirektoratet 2015b). This makes this restoration proposal highly relevant for future peatland restorations in Norway.

The most prominent form of damage to peatlands is due to drainage because of forestry, agriculture, housing, roads, industry and the production of horticultural peat (Miljødirektoratet 2015b). In the early 20th century, the edges of many peatlands in Nordic countries were partially drained and the streams flowing out of them were channelled (Minayeva & Sirin 2012). In the early 21st century drainage practices in Norwegian peatlands were reduced, but peatlands are still affected by the drainage ditches that were dug years ago (Miljødirektoratet 2015b; SABIMA 2015). The longer the area has been drained, the more difficult it is to fully restore (Vasander et al 2003).

The negative environmental impact of drainage is the change in hydrology leading to a change in vegetation composition, affecting peatland function (Schumann & Joosten 2008; Minayeva & Sirin 2012). Drainage leads to an increased decomposition rate, releasing large quantities of carbon (Vasander et al. 1996; Landry & Rochefort 2012; Miljolare 2015). Drainage ditches also increase the concentration of dissolved organic carbon (DOC) (Wallage et al) in water leaving the peatland. Drainage in a peatland affects its ability to retain water and affects the quantity of water that leaves the peatland (Landry & Rochefort 2012). After precipitation, the runoff from a drained peatland continues to flow for a longer time and this may result in flooding (Landry & Rochefort 2012).

Peatlands have a high diversity of habitats and species including mammals, birds, insects, vascular plants and bryophytes (Vasander et al. 1996; Miljolar 2015; SABIMA 2015), many of which are specialised for peatland environments. Therefore, degraded peatlands are a threat to biodiversity (Landry & Rochefort 2012). Peatlands also supply natural resources such as wild berries that are important food sources for wildlife and are utilised by humans (Vasander et al. 1996).

The goal of this restoration proposal is to restore the ecosystem services that Northern Kisselbergmosen peatland provides both within the peatland and in the surrounding habitats and to create a self-sustaining ecosystem. To achieve these goals, the objectives of this restoration proposal are to reduce the water flow from the peatland and lakes by at least 70 % and increase the water table around the lakes by approximately 50 cm, within the five first years after restoration is done.

Study site, Northern Kisselbergmosen

Northern Kisselbergmosen is an inland peatland situated in the Marker municipality, Østfold county, Southern Norway, near the Swedish boarder (coordinates: 59°38' 03' ' N, 11° 40' 08' ' E). It is situated about 300 meters above sea level (Miljødirektoratet 2015a) (Fig.1). Northern Kisselbergmosen peatland was formally declared a nature reserve in 1978 (Lovdata 1978), and is managed by the “Fylkesmannen i Østfold” (Miljødirektoratet 2015a). The nature reserve covers 728 hectares of which 400 hectares (55%) is bog and 95 hectares (19%) is forested peatland (Skog & Landskap 2007; Miljødirektoratet 2015a). The Northern Kisselbergmosen peatland contains three lakes, Svartekulpa in the east, Kisselbergmosetjern in south-east and Vatnartjern in the west (Fylkesmannen i Østfold, by G. Hardeng) (Fig. 2). There are areas inside the peatland that consist

of trees and other vegetation. Surrounding Northern Kisselbergmosen nature reserve there are three private landowners (gnr/bnr; 2/5-6, 4/22, 2/2 and 3/13).

In Northern Kisselbergmosen nature reserve, it is prohibited to hunt, fertilize, drain, introduce chemicals or sewerage into the peatland and it is also prohibited to disturb bird nests (Miljødirektoratet 2015a).

The climate from the period 1900 to 2015 at Northern Kisselbergmosen had an average mean summer temperature of 10,4 °C and winter temperatures of -7,7 °C (Yr.no 2015). Annual normal precipitation from 1971 to 2000 was 1000-1500 mm (SeNorge 2016). Northern Kisselbergmosen is a part of the South East Norwegian Precambrian, the Romerike grey gneisses, a 1700-900 million years old a metamorphic rock (Økland 1989; Ramberg et al. 2013), indicating a relatively nutrient poor area.



Figure 2 Aerial image of Kisselbergmosen showing the structure of the peatland, with trees, bog and open waters. Taken from Miljødirektoratet 2015a

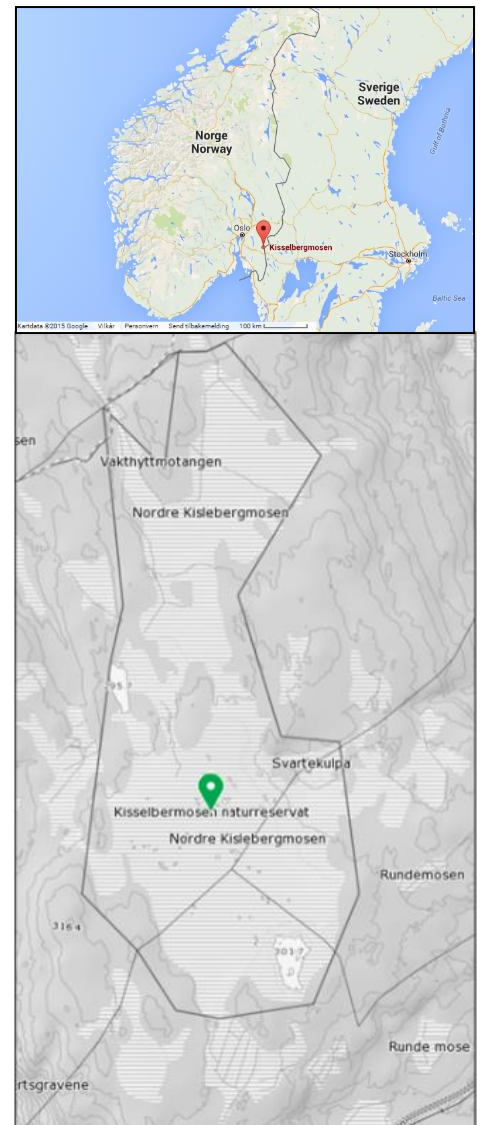


Figure 1. The location of Northern Kisselbergmosen (above). Taken from Googlemaps.no. The border of Northern Kisselbergmosen nature reserve (below). Taken from Kartdata.no

Ecology

Peatlands are characterised by a water table that is near the surface and detritus from dead plants and mosses does not rot away, forming peat (Schuman & Joosten 2008). The presence of peat, permanent water logging and continuous upgrowth of the surface are major characteristics of peatlands (Schuman & Joosten 2008). The water table is variable, creating a variety of habitat types (Rydin & Jeglum 2013). Peatlands appear uniform, but are internally heterogeneous, providing different conditions (Spitzer & Danks 2006). Peatlands play a role in ecological networks by providing functional connectivity of ecosystems via water flows, transitions of substances and the stabilisation of temperature (Minayeva & Sirin 2012).

Northern Kasselbergmosen is mostly a poor ombrotrophic peatland with minerotrophic peatland along the borders (Miljødirektoratet 2015a). Ombrotrophic peatland is defined as peatland that only receives water and nutrients from precipitation, while minerotrophic peatland receives water and nutrients from precipitation as well as from ground water (Vasander et al. 1996). Northern Kasselbergmosen contains three main lakes, wet areas, lawns, drier hummocks and pools. This variation in physical structure creates numerous habitats, increasing the diversity of species. Species depend on a combination of peatlands and surrounding biotypes to complete lifecycles or to maintain the population (Wieder & Vitt 2006). The pools encountered in peatlands harbour a rich invertebrate life and may provide an important feeding habitat for amphibians (Wieder & Vitt 2006). Insects may enter peatlands when plants are in flower and some may hibernate in peatlands (Wieder & Vitt 2006). Birds often use peatlands for migration, feeding and nesting (Wieder & Vitt 2006; Minayeva & Sirin 2012). Breeding cycles are timed to coincide with the annual cycle of insects (Minayeva & Sirin 2012).

In drained ombrotrophic peatlands, sphagnum mosses and other peatland plants are replaced with forest mosses and ericaceous bushes increase (Landry & Rochefort 2012). Afforestation is a noticeable change when a peatland is drained; the lower water level favours the establishment and growth of trees, such as pine, birch and spruce (Landry & Rochefort 2012). Trees and bushes often become established near ditches and due to high water consumption, may intensify the drying effects of drainage.

History

The Northern Kisselbergmosen peatland is partly degraded due to historical drainage ditches that were dug to create forestry. Before this area was declared a nature reserve in 1978 (Fylkesmannen i Østfold, by G. Hardeng), there had been a number of ditches dug in the south-eastern, far southern, and northern parts of the peatland (Økland, 1989). Three lakes in the peatland have also been ditched to lower the water table. There are also remnants of an old timber track in the western margin of the peatland and signs of logging in the surrounding forests (Økland, 1989).

Peatland systems that are protected by the Norwegian government are often only part of a larger peatland system (NTNU, 2014). This is also the case at Northern Kisselbergmosen, where many of the ditches occur outside of the nature reserve border, despite the ditches occurring within the peatlands natural borders. This is because the ditched areas are considered degraded and not worthy of preserving. However, the degradation and ditches affects the hydrology of both the protected and the degraded parts of the peatland (NTNU, 2014). In the case of the ditches surrounding Northern Kisserbergmosen these are bleeding the peatland and causing negative effects to the water table and peatland functioning (M. Ohlson *pers. comm*).

In 2001, attempts were made to restore parts of Kisselbergmosen nature reserve after collaboration with Professor R. H. Økland, by trying to stop the water flow and increasing the water table in the Vatnartjern lake in the north-western part of Kisselbergmosen (Fylkesmannen i Østfold) (Fig. 4, location C). This restoration attempt increased the water table by 67 cm (Fylkesmannen i Østfold). Svartekulpa Lake in the east part of Kisselbergmosen nature reserve was not included in the 2001 restoration, since it was believed that the out flow from the lake was natural. Kisselbergmosetjern was not included in the restoration because increasing the water table in this area was thought to negatively affect the peatlands hydrological water balance (“vannhusholdning”) (Fylkesmannen i Østfold by G. Hardeng).

In June 2015, a new restoration attempt was made to increase the water table by stopping the water flowing from Vatnartjernet in Northern Kisselbergmosen peatland (Fig. 3) (Fylkesmannen i Østfold by G. Hardeng). The restoration was managed by “Fylkesmannen i Østfold”, with W. Krog and G. Hardeng, and the dam was constructed using wooden stocks with branches near the dam construction from 2001.



Figure 3. Restoration of Northern Kisselbergmosen nature reserve by creating dams to prevent water flow from Vatnartjernet in June 2015. In the left picture Wergeland Krog (left) and G. Hardeng (right) are creating wooden dams close to the dams created in 2001. Photo: Geir Hardeng

The need for restoration

After mapping the ditches at Northern Kisselbergmosen peatland in early autumn of 2015, we found that restoration was required. Six main ditched locations were found (Fig. 7), some more severe than others. We considered locations C and F to be the most severe ditches due to heavy water flow and erosion. These locations have thus been given the highest priority for restoration (Table 1). At location C, large quantities of water are leaking out of the constructed dam and it was evident that the attempt to stop water flow from Vatnartjernet Lake was no longer efficient (Fig. 4). It was clear that the large amount of precipitation in early autumn of 2015 washed away the structure built in June. This resulted in the area around the structure being eroded and making a larger ditch with increased water flow (Fig. 4)



Figure 4. The status of ditches at location C at lake Vatnartjerner in Northern Kisselbergmosen peatland after heavy precipitation in September 2015. Photo: David Arnott

Location F in the north-east part of Kisselbergmosen peatland follows the peatlands natural border with one ditch leading out of the peatland, creating a Y- formed ditch (Fig. 7). Y-formed ditches are a highly efficient way to drain a peatland. Due to the heavy water flow in the ditch leaving the peatland, the water continued digging new ways under the vegetation (Fig. 5).



Figure 5. At location F there was significant water flow and sign that water continues eroding under the vegetation further downstream, giving it a high priority for restoration. Photo: David Arnott

Location A is the most extensively ditched area at Northern Kisselbergmosen (Appendix II), and has ditches with open water, water flow and areas with heavy erosion (Fig. 6) giving this area a high priority for restoration (Table 1). After precipitation, erosion washes away established vegetation making the ditches wider. Climatic predictions show that the likelihood of extreme events occurring will increase and such extreme events will lead to catastrophic destruction of vegetation around the ditches. Increasing extreme events will likely cause similar effects in the other ditches situated in the vicinity of Northern Kisselbergmosen Nature Reserve. However, some of the ditches at location A had started to revegetate naturally (Fig. 6), making these ditches less severe than location C and F (Table 1). Location D and E at the northern part the peatland was located in a relative flat area with less water flow, and some part of the ditches had also started to naturally revegetate, and was considered less severe, with a lower priority (Table 1).



Figure 6. Erosion in the south part of Northern Kisselbergmosen, location A, after heavy precipitation. Photo: David Arnott

Due to time constraints location B could not be located during the survey. However, this location is considered to be in need of restoration, as ditches are visible in aerial photos of this area of the peatland. Location G was not included in the survey, as it was located in the middle of clear-cut area. This location was considered a lost cause, and will therefore not be discussed further in this restoration proposal.

Most of the ditches at Northern Kisselbergmosen have had no prior intervention and are therefore still operating as fully functional ditches. This means that Northern Kisselbergmosen is still clearly affected by the historical drainage ditches, and is in need of restoration. A strong interrelationship exists between the different components within a peatland, when one component is affected, all components are effected (Schuman and Joosten 2008). Changing the mean water level by some centimetres may lead to substantial changes in vegetation, affects peat accumulation and associated functions (Schumann & Joosten 2008).

Drainage exposes more peat to oxygen, resulting in larger CO₂ emissions due to an increased decomposition rate (Landry & Rochefort 2012). CO₂ is an important greenhouse gas, and with high concentrations, this gas will increase climate change (Roulet et al 2007). After precipitation, runoff from drained peatlands will continue for a longer time and may result in flooding (Landry & Rochefort 2012). The water flow from drained ditches may negatively influence receiving streams and water bodies as this contains a high concentration of DOC and tannins (Wallage et al. 2006). DOC may influence the chemical composition by affecting the acidity and even the mobilization and the chelation of nutrients and metals, additionally, tannins can make water darker negatively affecting photosynthesis (Landry & Rochefort 2012).

Drainage of peatlands has large impacts on floristic biodiversity (Landry & Rochefort 2012). After drainage, vegetation that is adapted to the wet environment such as sphagnum mosses and other peatland plants, are often replaced with forest mosses and ericaceous bushes that prefer drier conditions (Landry & Rochefort 2012).

If a peatland restoration is successful, peatland plant species will recolonize after raising the water table, and the carbon cycle of the peatland returns (Pfadenhauer & Klötzli 1996). It will also benefit the receiving water bodies since the input of acidic water flow, DOC and tannin is reduced. The restoration of Northern Kisselbergmosen is therefore envisaged to have positive effects on climate change, waterways and biodiversity within the peatland, as well as the surrounding habitats and ecosystems.

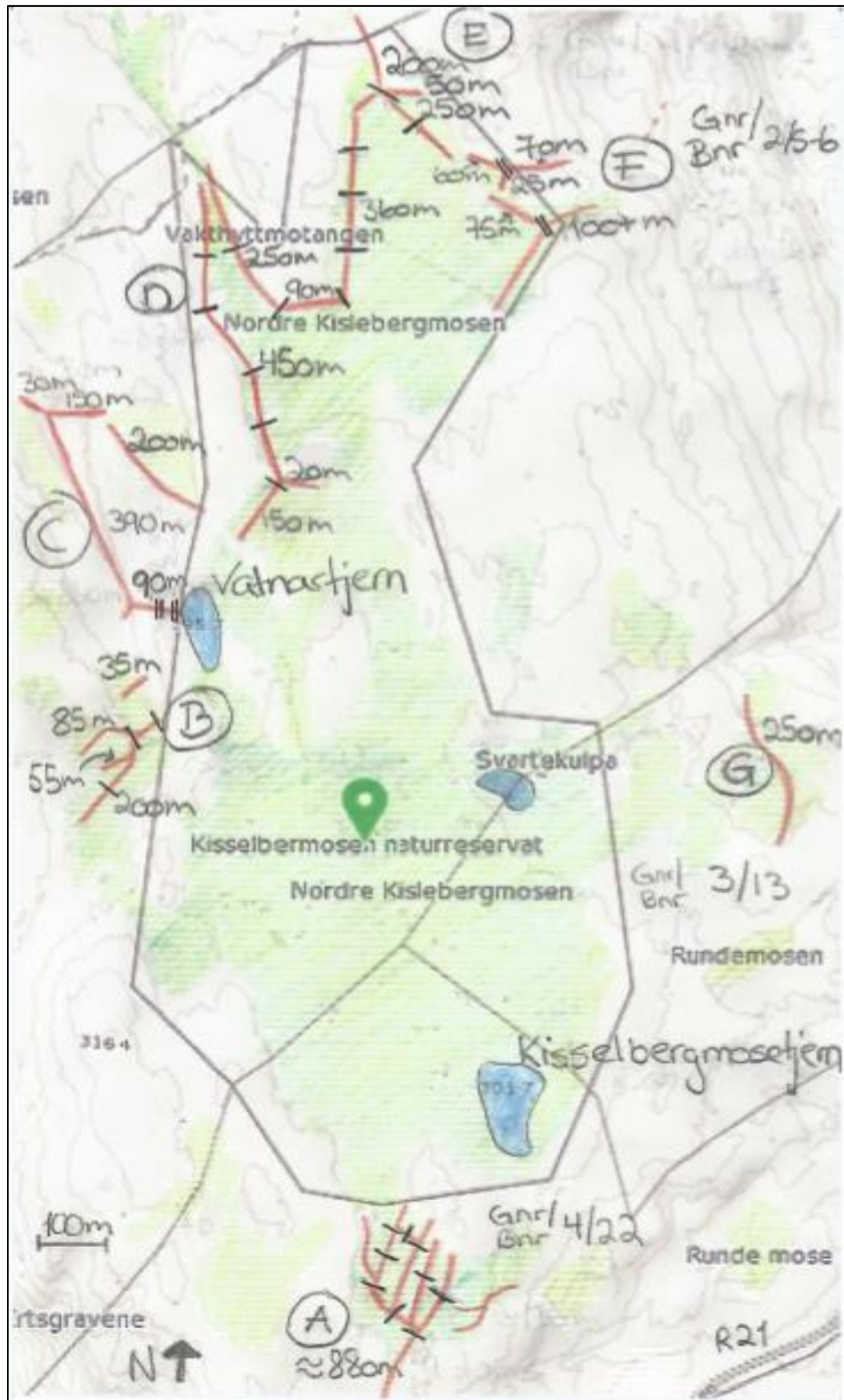


Figure 7. Overview over the main ditches (meters) surrounding Kisselbergmosen peatland and the proposed placement of the constructed dams. Made after survey of the area in September 2015

Restoration proposal project

Reference sites

The reference sites that have been chosen for this restoration proposal are revegetated areas situated inside Kiselbergmosen nature reserve. These sites seem to have been ditched by hand and have managed to revegetate themselves either naturally or with some help in a relative short time. The goal of the restored areas are that they revegetate themselves in time, and become either edge vegetation or peatland vegetation, depending on the location of the ditch.

One of the reference sites is at the south-east lake Kiselbergmosetjernet at the edge of the nature reserve, with graminoides reducing the water flow from the lake (Fig. 8 top picture). The two other reference sites are areas inside the nature reserve, showing how the ditch should look like some years after the restoration (Fig. 8 bottom pictures). These two areas have made the landscape more continuous and the signs of ditches are slowly disappearing.

Methods to restore peatlands

In Norway, there has been little restoration of peatlands compared to neighbouring countries. However, Norway has recently perceived the benefits of restoring peatlands, making this restoration proposal highly relevant. The most commonly used methods to restore a peatland after damage caused by drainage ditches is to block the ditches. It is advisable to remove unwanted vegetation, as small trees and shrubs can enhance the drying effect of the peatland due to their water consumption (Landry & Rochefort 2012) and this unwanted vegetation can outcompete *sphagnum*. The most commonly used methods to block ditches consist of backfilling and/or the construction of dams (Landry & Rochefort 2012; Miljødirektoratet 2015b).



Figure 8. Pictures of reference sites. The top picture shows a reference area at Kiselbergmosetjernet at the south-east part of the peatland. The two bottom pictures shows two reference areas inside of the peatland. Photo: David Arnott

Backfilling

Backfilling means filling in drainage ditches with slightly decomposed peat or other material, such as sawdust. Backfilling ditches with peat requires the use of heavy machinery and large amounts of material. When using peat, a mound 30 to 50 cm above the surface level of the ditch is required to allow natural compaction to occur (Landry & Rochefort 2012). Sawdust is useful in backfilling ditches and has some advantages over peat (Landry & Rochefort 2012). Sawdust is easily transported as it is lightweight and can be compacted by hand when moist, does not require the additional material for natural compaction and the damage from heavy machinery is greatly reduced (Landry & Rochefort 2012). Furthermore, sawdust is organic, does not affect the chemical conditions nor does it decompose easily in anaerobic conditions (Landry & Rochefort 2012).

When backfilling a ditch in which desirable vegetation is already established, it is possible to conserve this vegetation and replant it after backfilling (Landry & Rochefort 2012). It would also be beneficial to transport desirable vegetation from resilient peatland areas and plant it above the backfilled areas to accelerate natural revegetation. Backfilling is recommended to be combined with dam construction (Landry & Rochefort 2012).

Dam construction

The construction of dams is a method to prevent drainage from ditches in peatland. Dams have the benefit of creating microhabitats in the form of pools and very wet areas (Landry & Rochefort 2012). Dams are also good at trapping sediment and therefore assist in natural backfilling of the ditch (Evans et al 2005). The materials that are most often used to create dams in peatlands are wooden planks, metal panels, Plexiglas or corrugated plastic sheets (Landry & Rochefort 2012) (Appendix III). Wooden logs are not recommended because they do not ensure a good seal, therefore squared planks are a better alternative to create a watertight wall (Landry and Rochefort 2012).

Evans et al (2005) recommends using the “step-method” to reduce the speed of water flow and thereby reducing the risk of erosion and disturbance so the vegetation behind the dam can establish (Evans et al.2005). The “step-method” consists of placing dams at intervals so that the top of a dam is slightly above the downstream dam. This method creates dams with slightly different levels of water downstream with the level “stepping” down with the landscape gradient creating a continuous water surface between the dams. The water level is kept high to reduce the chances of undercutting occurring (Fig. 9 A, Evans et al. 2005). Undercutting can occur when water flows over a dam and erodes in front of the dam construction (Fig. 9 B). Another important factor with a high water level in ditches is that it reduces the decomposition rate of the materials used in creating the dams.

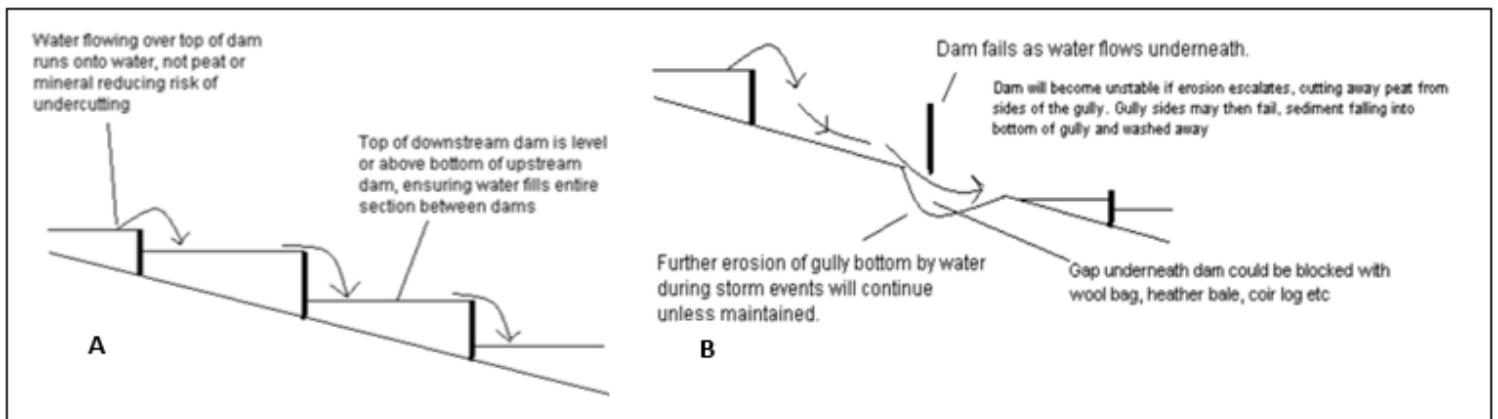


Figure 9. (A) The “step-method” illustrating water levels in dams and lack of erosion. (B) Showing the effects of undercutting that can arise when water overflows onto peat. Taken from Evans et al 2005.

When constructing the dam walls, it is important to create a wall that is at least 60 cm deeper than the ditch and 60 cm wider on each side of the ditch to encourage a better redistribution of water around the dam (Landry & Rochefort 2012). This assists in avoiding water leaking around the wall and causing erosion. Behind the dam wall, Landry & Rochefort (2012) recommend backfilling with well-compacted peat or sawdust both upstream and downstream of the dam wall to stabilize the structure (Fig. 10). In areas with high water pressure, it is advised to construct a double dam with two walls to stabilize and strengthen the dam structure (Landry & Rochefort 2012) (Fig. 11).

To increase the rate of natural revegetation it is beneficial to transplant cotton grass and sedges (graminoides) including growth substrate (sphagnum and peat) from resilient peatland areas, and placing it on top of the backfilled dams (Landry & Rochefort 2012) (Fig. 10 and 11). This would assist in reducing erosion and make the dams more visually appealing.

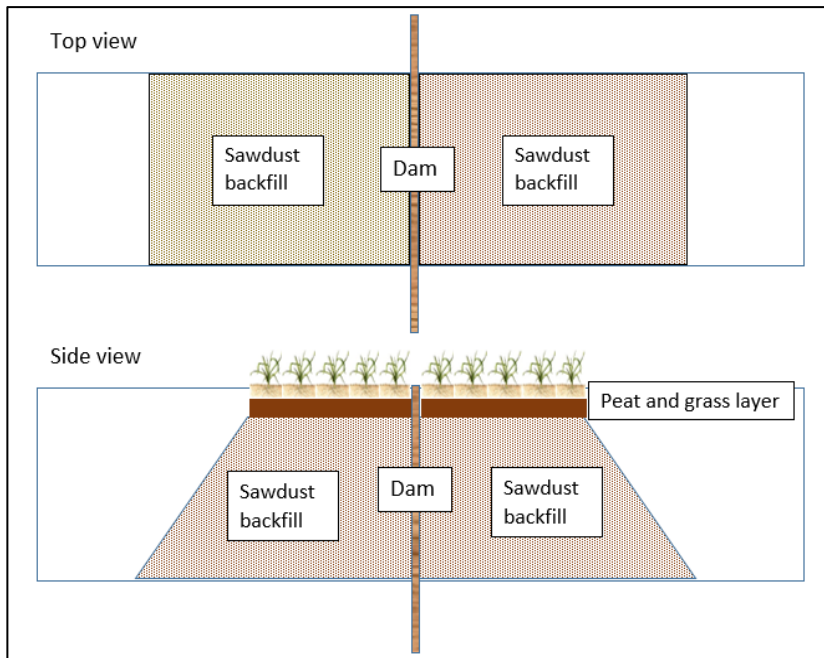


Figure 10. Illustration of the top and side view of dam construction with top vegetation, sawdust backfill to stabilize the structure and dam walls extending into sides and bottom of ditch to reduce the changes for leaking water and erosion.

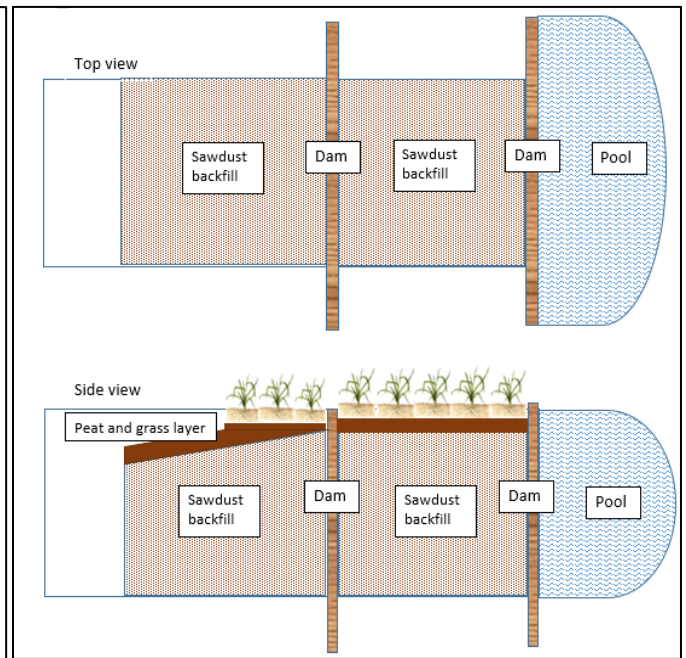


Figure 11. Illustration of the top and side view of the double dam construction with top vegetation, sawdust backfilling and two walls to stabilize the construction with increased water pressure from existing peatland pool.

To further reduce erosion, several notches should be created in the centre of the dam wall. Notches are cut in the top of the wall, and it is recommended by Landry & Rochefort (2012) to make many small notches compared to one big to reduce the force of water floating onto the revegetated areas (Fig. 12).

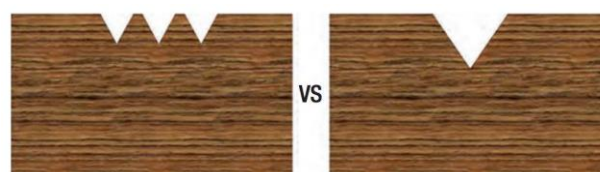


Figure 12. Several small notches are instead of one single notch. Taken from Landry & Rochefort 2012

How to restore Northern Kisselbergmosen peatland

To restore Northern Kisselbergmosen peatland we propose stopping the water flowing from the lakes and the peatland via the ditches by constructing dams, backfilled with sawdust and woodchips produced from local material. Natural material will be used in constructing the dams, so that as it decomposes over time it would leave no trace.

A brief overview of the proposed restoration plan for Northern Kisselbergmosen peatland:

- Survey the area before projects startup
- Remove unwanted vegetation and process it into woodchips on site
- Construct the wooden dams (130 cm deep and 270 cm wide with several small notches and pointed ends)
- At the same time backfill dam walls with processed woodchips and additional sawdust as required
- Transplant collected graminoides with growing substrate from resilient peatland areas or from the ditches on top of the backfilled areas
- Monitor the area for five years with additional monitoring as required
- Maintenance of the constructed dams and removal of unwanted vegetation



Figure 13. Natural revegetation in the location A occurring where water flow is minimal. Photo: David Arnott

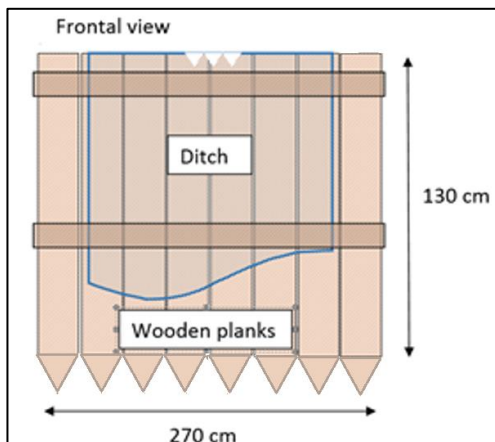


Figure 14. Illustration of the required size of the dam wall after average measurements of the ditches.

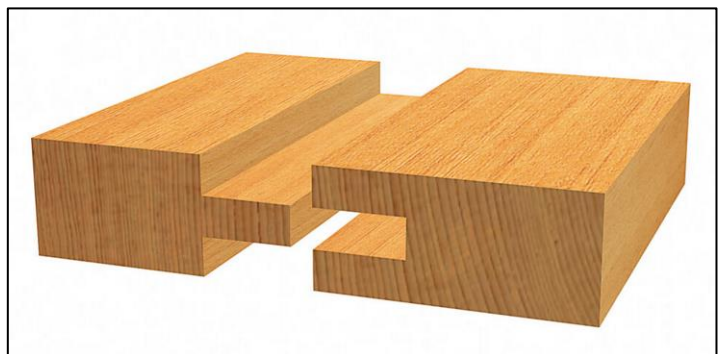


Figure 15. Illustrating the wooden wall construction with tongue and groove plank (“not og fjær” in Norwegian). Picture taken from www.bosch-do-it.com

The dam construction will reduce the water flow allowing natural revegetation to occur (Fig. 13), and create microhabitats in areas with open water, further increasing biodiversity. The dam construction should be done using the “step-method” (Fig. 9) and the methods discussed above. The average measured ditches were 70 cm deep, 90 cm wide at the bottom and 150 cm wide at the top (Appendix II), indicating the use of a special made ditch tray (O.P Strømme per.comm). The average assembled wall should be approximately 130 cm deep and 270 cm wide with several small notches and pointed ends to ease installation of the planks into the peat (Fig. 14). The wooden wall should be constructed with tongue and groove plank (“not og fjær” in Norwegian) to reduce the chances of water leaking through the wall (Fig. 15).

The use of peat as backfilling was abandoned, as it would require large quantities of peat, which would both increase the costs and result in mechanical damage to the peatland as well as the donor peatland. Sawdust is easily transported and compacted by hand, resulting in less volume required for backfilling and less damage to the peatland. We recommend removal of the undesirable bushes and small trees growing on the peatland before the construction of dams. This unwanted vegetation can be processed into sawdust and woodchips using a wood chipper, and be used in dam backfilling. We suggest that the wood chipper should be transported into the worksite with a helicopter as the terrain is impassable, but also to reduce the damage to the surrounding environment. The use of local material in backfilling will remove the need for cutting residues to be transported out of the peatland, and it would reduce the chances of alien species being introduced into the peatland. Around location A there is a substantial quantity of unwanted vegetation that can be used to create the required sawdust and wood chips for backfilling.

When dam construction is completed, we propose collecting cotton grass and sedges (graminoides) with growing substrate from resilient peatland areas or from the ditches, to be transplanted above the backfilled dams to increase the rate of natural revegetation. When transplanting vegetation, it is important to have knowledge about the biology and ecology of the plant. It is beneficial to move large sections of plant material for the transplantation to be successful. Some cottongrass and sedges have creeping rhizomes that can be less efficient for transplanting. We recommend using tussock cottongrass (*Eriophorum vaginatum*, Norwegian: Torvmyrull), because this plant lives in tussocks and has solid roots that are more suitable for transplanting. Transplanting will also reduce

the chances of the backfilled material and the ditches eroding, as well as making the dam structures look more continuous with the landscape, giving it a natural appeal.

Additional recommendations when constructing dams and backfilling ditches include conducting restoration work in the dry season, to ensure adherence of the dam, and periods of frost should be avoided as frost makes it difficult to work with the peat, causing it to be unstable (Landry and Rochefort 2012).

Most of the drainage ditches lie outside the protected area and the landowners' permission would be required to complete the restoration project. We have only been able to contact one of the three landowners (g.nr/b.nr 3/13), and they were indifferent to the restoration proposal.

Location A: At this location, the wood chipper will be in operation as this is the location with the most unwanted vegetation and is the most intensely ditched location. Once small trees have been removed, we recommend constructing at least nine dams (Fig. 7). Most of the dams are to be constructed at the junction of the ditches to prevent further water flow, but also in the ditches containing open waters (north part of the ditch) (Appendix II). The construction of dams creates microhabitats with open water and prevents water flow that would assist natural revegetation.

Location B: Due to lack of proper field survey, we do not have any data for this site. However, the precautionary principle should be applied, with three dams constructed, one at the start of the ditch, one at the junction of the ditch, and the last dam in the middle of the longest ditch.

Location C: We considered this ditch is one of the most severe ditches, due to a high water flow, draining directly out of lake Vatnartjern, giving it high priority for restoration (Table 1). This location was not found on any map, but was located after our site visit. Due to the high water pressure and the failed restoration attempt, we recommend constructing two double-walled dams at the start of the ditch (Fig. 7). A double walled dam will also reduce the possibility of erosion around the construction. We feel that it is not necessary to construct dams further downstream, as once the out flow from the lake stop the ditch will start to naturally revegetate.

Location D: The majority of ditches in this area occur within the nature reserve and therefore private landowner permission is not required to construct the dams. We recommend constructing five dams with 150 meters spacing as the area is relatively flat (Fig. 7). Due to the flatness of the area, this should be sufficient to enable the step-method; however, it may be possible that in future

additional dams are needed. Dam construction will reduce water flow and it is expected that revegetation of the ditches will occur relatively fast due to the existing vegetation.

Location E: This location is similar to location D, with the majority of ditches in this area occurring within the nature reserve. We recommend constructing eight dams with a 150 meter spacing as the area is relatively flat (Fig. 7). We also expect this area to be revegetated relatively quickly after dam construction.

Location F: Due to high water flow we recommend to constructing two double-walled dams at the Y-junctions of the ditches (Fig. 7). As for location C, it is felt that it would not be necessary to construct dams further downstream, as once the out flow is prevented, the ditch further downstream will start to naturally revegetate and therefore the step-method does not apply here. We recommend that this ditch be given a high priority for restoration (Table 1).

Table 1. An overview over the main ditches with comments, landowners (Gnr/Bnr), measurements done in field, with total meter and volume of the ditches, our restoration proposal and a priority list. Additional information concerning measurements in Appendix I

<i>Main ditches</i>	<i>Comments</i>	<i>Landowners (Gnr/Bnr)</i>	<i>Total meter ditch</i>	<i>Total volume of ditch</i>	<i>Restoration proposal</i>	<i>Priority</i>
<i>A</i>	Large continuous ditch, different degrees of severity; Open water, flowing water, eroded areas and some revegetated areas	4/22	1010 m	954 m ³	9 single-walled dams Remove tree/shrub vegetation	1
<i>B</i>	No survey of this ditch	?	375 m	315 m ³	3 single-walled dams Passive restoration	2
<i>C</i>	Long ditch High severity; heavy water flow and erosion	?	860 m	484 m ³	2 double-walled dams with “step-methods”	1
<i>D</i>	Long ditch, Low severity; flat area with little water flow	2/5-6	820 m	689 m ³	5 single-walled dams Passive restoration	2
<i>E</i>	Long ditch,	2/5-6	1200 m	1008 m ³	8 single-walled dams Passive restoration	2

	Low severity; flat area with little water flow					
<i>F</i>	High severity; a lot of water flow	2/5-6	330 m	277 m ³	2 double-walled dams	1
<i>Total</i>			4845 m	3937 m³	33 dam walls (including single and double walled dams)	

*? We were not able to find the Gnr/Bnr for ditch B and C

Budget

Before the restoration project starts, we recommend an ecological and hydrological survey of the area be conducted. During this survey, several measurements of the water table should be made and the ditches should be investigated. This is expected to be completed after two days with two persons (Table 2). We recommend manually removing unwanted vegetation, especially around location A be the first activity to be conducted. This is expected to be done by two professional loggers in four days (Table 2). The small trees and bushes should be placed in piles so when the helicopter transports the wood-chipper into the area, the helicopter can move the piles closer to the wood-chipper. A package price for approximately 20 000 NOK (European Helicopter Center AS 2012) (Table 2) has been determined for this. We recommend transporting the wood-chipper into the area with a helicopter because the terrain is impassable and to reduce the damage to the surrounding environment. We estimate that producing the sawdust/wood chippers would take four days with two people/students. At the same time, we recommend employing four other people/students to start transporting the sawdust and manually constructing the dams. We estimate that the construction of dams will be completed after four days (Table 2). The total estimated cost of this restoration proposal is around **199 200 NOK** including 20% of the project cost for unexpected expenses. (Table 2).

Table 2. Restoration proposal budget including when activities should be conducted, different activities, description, personnel and equipment, estimated price per h/day/m² (without MVA), estimated time and the estimated total cost (included MVA 25%) with unexpected cost (20% of the budget price). The estimated prices are realistic as given by entrepreneur Ole Petter Strømme AS

<i>When the activity should be conducted</i>	<i>Activity</i>	<i>Description</i>	<i>Personnel and equipment</i>	<i>Estimated price</i>	<i>Estimated time</i>	<i>Estimated total cost with 25% MVA</i>
<i>Before restoration project starts (April/May)</i>	Manually	Ecological and hydrology survey of the area	Students	250 NOK/ h	2 days 2 persons = 32 h	~ 10 000 NOK
<i>End of May</i>	Manually	Logging	Loggers	450 NOK/ h	4 days 2 persons = 64 h	~ 36 000 NOK
<i>June</i>	Transport with helicopter	Wood-chipper and gathering the cut trees	Helicopter (EHC 2012)	20 000 NOK		~ 25 000 NOK
<i>June</i>	Rent	Wood-chipper	Wood-chipper	1 000 NOK/day	4 days	~ 5000 NOK
<i>June</i>	Manually	Wood-chipper	Students with risk extra	450 NOK/ h	4 days 2 persons = 64 h	~ 36 000 NOK
<i>June</i>	Manually	Transport and pack saw-dust	Students	250 NOK/ h	4 days 2 persons = 64 h	~ 20 000 NOK
<i>June</i>	Manually	Construct wooden dams	Students	250 NOK/ h	4 days 2 persons = 64 h	~ 20 000 NOK
<i>June</i>	Wooden planks			97 NOK/ m ²	3,5 m ² per dam = 340NOK x 33 dams	~ 14 000 NOK
	Unexpected cost			20 % of the project cost		~ 33 200 NOK
<i>Total cost</i>						<u>199 200 NOK</u>

Monitoring

Monitoring is an vital part of any restoration project and it is vital to determine whether restoration activities are performing as planned, whether money was spent effectively and efficiently, what could have been improved and how management can be adjusted (Schumann & Joosten 2008). It is important to make this information available so that it can be used by other projects and increase future successes.

In our restoration proposal we advise starting with a higher intensity of monitoring and reducing the monitoring program when it is clear that water flow is reduced, water table has increased and the ditches and surrounding areas bear signs of revegetation. It is important that monitoring proceed over several years to identify potential fluctuating trends as described by Davidsson et al. (2000). In our restoration proposal, we give a monitoring plan and budget for five years after completed restoration (Table 3).

A key component of monitoring will be to monitor hydrology, including the water table and water flow, in Northern Kisselbergmosen. This should be done annually during the first five years after restoration activities are completed (Table 3). It is necessary to measure the water table and water flow before and after restoration to determine whether the restoration project has been successful. For monitoring the hydrological regime, a comprehensive sampling plan should be designed to cover all significant inflows and outflows as described by Schumann & Joosten (2008). It is also important that the monitoring measurement should be done at permanent plot to follow the hydrology and also the recovery of vegetation. The measuring of the water table can be conducted by using dip wells (countersunk, perforated PVC pipes) and water flow by the installation of piezometers linked to a data loggers (Davidsson et al 2000). If this outflow is substantially reduced, it shows that the dams in the ditches are working. Should this outflow start increasing, it is possible that some erosion and undercutting has occurred and requires attention or that additional dams are required (Evans et al. 2005). Monitoring should be done soon after extreme weather events that can lead to dam failure. In our restoration proposal, we estimate five extreme weather events in the first five years after the restoration is completed. The monitoring plan includes maintenance of dams, as it may be necessary to supplement them with additional backfill materials, vegetated patches and additional dam construction.

For the monitoring of biological and habitat diversity it is useful to use field mapping, photographs, aerial photographs and satellite imagery to provide a visual history of changes and to determine if the restoration project has been effective (Schumann & Joosten 2008). Data on the temporal availability of water levels, trophic status and disturbance are necessary for assessing habitat quality (Davidsson et al. 2000). Indicator and keystone species such as important plant species are bound to their habitat and reflect habitat changes by their presence, disappearance or absence (Schumann & Joosten 2008). It is recommended that monitoring programs include the monitoring of plant species to assist in determining the environmental conditions present at the restored peatland. At Northern Kisselbergmosen the ecological monitoring should be done annually with the hydrology survey (Table 3).

Revegetation surrounding the ditches needs to be monitored to ensure that revegetation is taking place. This monitoring should be conducted twice annually in the first three years (in the spring and fall) and then annually afterwards (Table 3). This monitoring would be useful to determine whether restoration is successful or requires additional interventions. If the restoration is successful and the water table increases, some of the trees surrounding the ditch will probably die. We recommend not to remove all the dead trees as dead wood increases biodiversity by creating new habitats. Other unwanted bushes and small trees should be removed as it is possible that they may continue growing for some time after restoration activities are completed. We estimate that this vegetation control should be conducted twice during the five year after the restoration is done (Table 3). Should unwanted vegetation continue to return, restoration may not have been successful and requires additional interventions.

The estimated final cost for the first five years after restoration activities are completed is **158 000 NOK** (Table 3). Since Northern Kisselbergmosen is a part of an ongoing pilot project it would be advisable to extend the monitoring beyond the five year monitoring plan. The monitoring period and costs may also be affected by unexpected events.

Table 3. The restoration proposal monitoring budget giving an overview of activities, description, personell and equipment, estimated price per h/day (without MVA), time, cost per activity (without MVA), frequency and total estimated cost (included MVA 25%) for five years of monitoring. The estimated prices are realistic as given by entrepreneur Ole Petter Strømme AS

<i>Activity</i>	<i>Description</i>	<i>Personnel and equipment</i>	<i>Estimated price</i>	<i>Estimated time</i>	<i>Estimated cost per activity</i>	<i>Frequency</i>	<i>Total cost after five years (with 25% MVA)</i>
<i>Monitoring</i>	Ecological and hydrology survey of the area	Students	250 NOK/ h	1 day 2 persons = 16 h	= 4 000 NOK	Once a year (5 times)	~ 25 000 NOK
<i>Monitoring</i>	Control of revegetation and ditches	Students	250 NOK/ h	1 day 2 persons = 16 h	= 4 000 NOK	Twice annually the three first years, annually afterwards (8 times)	~ 40 000 NOK
<i>Monitoring after extreme weather event</i>	Checking dams, revegetation and ditches for erosion and damage	students	250 NOK/ h	1 day 2 persons = 16 h	= 4 000 NOK	After extreme weather events (5 times)	~ 25 000 NOK
<i>Vegetation control</i>	Remove unwanted trees/bushes	Loggers	450 NOK/ h	1 day 2 persons = 16 h	= 7 200 NOK	When needed (2 times)	~ 18 000 NOK
<i>Maintenance of dams</i>	Repair and maintenance of dams	Students	250 NOK/ h	2 days 2 persons = 32 h	= 8 000 NOK	When needed (5 times)	~ 50 000 NOK
TOTAL							~ 158 000 NOK

Conclusion

Kisselbergmosen is an area in which much scientific research has been conducted. This means there is a large amount of data that can be used to measure the efficiency and benefits of restoration and to provide Norway with substantial information for future peatland restoration projects. In addition, Kisselbergmosen is included in the pilot project commissioned by the Climate and Environmental Department that started in 2015 further indicating the importance of restoring Kisselbergmosen.

Northern Kisselbergmosen peatland is a relative nutrient poor area and the attempts to create forestry have failed, but the damage caused by the historical drained ditches are still negatively affecting the peatlands hydrology and ecosystem functions. Restoration of the Northern Kisselbergmosen nature reserve and surrounding areas will provide a fully functional ecosystem

that would supply ecosystem services rather than unproductive forestry. Additionally it would provide ecological, economic and social benefits. The restoration will improve the peatland as a carbon sink, prevent flooding and filter water. These ecosystem services will become increasingly important because of climatic changes and a restored peatland will have increased resistance and resilience in the face of such climate change. Restoration will increase biodiversity by creating suitable habitats for many species. Peatlands are good areas for bird watching and harvesting of berries, thus restoring Northern Kisselbergmosen would increase the opportunity of supplying resources for the local people, and potentially supply a source of income for the Marker municipality from tourists to the area.

The level of degradation of Northern Kisselbergmosen is modest according to the peatland degradation scales by Schumann and Joosten (2008) and recovery will therefore be easily achieved once the hydrology is improved. We thus recommend that the restoration proposal should be implemented as soon as possible. Our restoration proposal consists mainly of reducing the water loss from the both the peatland and its lakes. This will be achieved by constructing dams using the “step-method” and backfilled with locally produced sawdust from unwanted vegetation. Planting vegetation, such as cotton grass and sedges (graminoides), from resilient peatland areas above the backfill put in place during dam construction will increase rates of revegetation. The average constructed dam wall should be approximately 130 cm deep and 270 cm wide with several small notches, pointed ends and constructed with tongue and groove planks.

In this proposal we recommend that locations A, C and F have the highest priority for restoration and it is important that these ditches should be the first to be restored. Locations B, D and E should also be restored but have lower priority than the other ditches and dam construction should be conducted if there is time and money.

The total estimated restoration proposal cost for all six ditches are around **199 200 NOK**, and the estimated annually monitoring cost are around **31 600 NOK** given that the estimated total monitoring cost over a five year period are **158 000 NOK**. This is not comparable to the ecological and economic benefits received after restoration, considering the potential values and benefits of restoring Northern Kisselbergmosen to a fully functional ecosystem.

References

- BAKKEN, S. & FLATBERG, K. I. (1995). Effekter av økt nitrogendeposisjon på ombrotrof myrvegetasjon. En litteraturstudie. *Naturens tålegrenser Fagrapport*, 72.
- BFN. (2014). *Peatlands: Formation, conservation status and biodiversity*. Federal Agency for Nature Conservation Available at: https://www.bfn.de/0311_moore-entstehung-zustand+M52087573ab0.html (accessed: 16.09.2015).
- CRAFT, C. (2015). *Creating and Restoring Wetlands: From Theory to Practice*: Elsevier.
- DAMMAN, A.W.H., AND T.W. FRENCH. 1987. The ecology of peat bogs of the glaciated Northeastern United States: a community profile. U. S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. 85(7.16). 100 pp.
- DANKS, K. AND SPITZER. A.H.V. (2006). Insect biodiversity of boreal peat bogs. *Annu. Rev. Entomol.* 2006. 51:137–61
- DAVIDSSON, T., KIEHL, K. AND HOFFMANN, C. C. (2000): Guidelines for monitoring of wetland functioning, *EcoSys*, No 8, p. 5-50.
- EUROPEAN HELICOPTER CENTER AS (2012) webpage: <http://www.ehc.no/global/page/priser> (downloaded 13.11.2015)
- EVANS, M., ALLOTT, T., HOLDEN, J., FLITCROFT, C. & BONN, A. (2005). Understanding Gully Blocking in Deep Peat. *Moors for the Future Report No 4*
- GUNNARSSON, U., GRANBERG, G. & NILSSON, M. (2004). Growth, production and interspecific competition in Sphagnum: effects of temperature, nitrogen and sulphur treatments on a boreal mire. *New Phytologist*, 163 (2): 349-359.
- HARDENG, G. 2007: Torvmoser Sphagnum i Østfold. *Natur i Østfold* 2008, 27(1-2): 100-102
- IUCN 2015. IUCN *Protected Areas Categories System*. Web page: http://www.iucn.org/about/work/programmes/gpap_home/gpap_quality/gpap_pacategories/ (downloaded 08.09.2015)
- JUKAINE, LAINE, J., VASANDER, H. & LAIHO, R. (1995). Long-Term Effects of Water Level Drawdown on the Vegetation of Drained Pine Mires in Southern Finland. *Journal of Applied Ecology*, 32 (4): 785-802.
- KIMMEL K., AND MANDER Ü., (2010). *Ecosystem services of peatlands: Implications for restoration*. Progress in physical Geography. Pages 1-24
- KROGERUS, R. (1960) Okologische Studien uber nordische Moorarthropoden. *Commentationes Biologicae* 21(3): 1-238
- LANDRY, J. & ROCHEFORT, L. (2012). *The drainage of peatlands: impacts and rewetting techniques* Peatland Ecology Research Group Laval University.
- LOVDATA (1978). *Forskrift om fredning av Kisselbergmosen naturreservat, Marker kommune, Østfold*. Web page: <https://lovdata.no/dokument/MV/forskrift/1978-12-22-14> (downloaded 08.09.2015)
- MILJOLARE (2015). *Våtmark og myr – dei mest truga naturtypene våre*. Web page: <http://www.miljolare.no/tema/naturomrader/artikler/vatmark.php> (downloaded 09.09.2015)
- MILJØDIREKTORATET (2015a). Facts: Protection. *Kisselbergmosen*: Miljødirektoratet. Web page: <http://faktaark.naturbase.no/Vern?id=VV00000351> (downloaded 08.09.2015).
- MILJØDIREKTORATET (2015b). *Pilotprosjekt for restaurering av myrer*. Web page: <http://www.miljodirektoratet.no/no/Nyheter/Nyheter/2015/Mars-2015/Pilotprosjekt-for-restaurering-av-myrer/> (downloaded 09.09.2015)
- MINAYEVA, T., AND A.A. SIRIN 2012. Peatland biodiversity and climate change. *Biology Bulletin Reviews* 2
- MOEN, A., LYNGSTAD, A. & ØIEN, D.-I. (2011). Faglig grunnlag til handlingsplan for høgmyr i innlandet (typisk høgmyr) *Rapport botanisk serie 2011-3* Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet
- NTNU 2014: *Notat til potensielle restaureringsmuligheter for myr* https://attachment.fsbx.com/file_download.php?id=1704208639800073&eid=ASvmW_7OBZWjxlxCyJ5Iqjiavn1NIymdw9pm_S52wTV0t7CWVh8RLZwCZTcQwrZLER0&inline=1&ext=1442504698&hash=ASuv0MGadN2q5p3B (downloaded 17.09.2015)
- NTNU 2014: https://attachment.fsbx.com/file_download.php?id=1704208639800073&eid=ASvmW_7OBZWjxlxCyJ5Iqjiavn1NIymdw9pm_S52wTV0t7CWVh8RLZwCZTcQwrZLER0&inline=1&ext=1442504698&hash=ASuv0MGadN2q5p3B (17.09.2015)

- PFADENHAUER, J. & KLÖTZLI, F. (1996). Restoration experiments in middle European wet terrestrial ecosystems: an overview. *Vegetatio*, 126 (1): 101-115.
- PRIMACK R., B. (2012). *A Primer of Conservation Biology*. Boston University, USA. ISBN: 978-0-87893-623-6
- ROULET, N. T., LAFLEUR, P. M., RICHARD, P. J. H., MOORE, T. R., HUMPHREYS, E. R., AND BUBIER, J. (2007) *Contemporary carbon balance and late Holocene carbon accumulation in a northern peatland*, *Global Change Biology* 13, 397–411, doi: 10.1111/j.1365-2486.2006.01292.x
- RSPB. (2011). *Realising the Benefits of Peatlands - Overcoming policy barriers to peatland restoration*.
- RYDIN, H. & JEGLUM, J. (2013). *The Biology of Peatlands* Oxford.
- SABIMA (2015). *Det er fugler i myra!*. Web page: <http://sabima.no/det-er-fugler-i-myra> (downloaded 09.09.2015)
- SCHUMAN, M AND JOOSTEN, H., (2008). *Global Peatland Restoration Manual*. Institute of Botany and Landscape Ecology, Greifswald University, Germany.
- SeNorge (2016). *Climate*. Webpage: <http://www.senorge.no/index.html?p=klima> (downloaded 16.02.2016)
- SKOG OG LANDSKAP (2007). Markslagstatestikk – *Kisselbergmosen naturreservat*. Web page: <http://faktaark.naturbase.no/DokumentData/Index/4282?title=Markslagsstatistikk&extension=.pdf> (downloaded 08.09.2015)
- TUITTILA, E.-S., VASANDER, H. & LAINE, J. (2000). Impact of Rewetting on the Vegetation of a Cut-Away Peatland. *Applied Vegetation Science*, 3 (2): 205-212.
- VASANDER, H., TUITTILA, E.S., LODE, E., LUNDIN, L., ILOMETS, M., SALLANTAU, T., HEIKKILÄ, R., PITKÄNEN, M.-L. & LAINE, J. (2003). Status and restoration of peatlands in northern Europe. *Wetlands Ecology and Management* 11.
- VASANDER HARRI (ed) et al. (1996). *Peatlands in Finland*. Helsinki, Finland. Finnish Peatland Society. ISBN: 952-90-7971-0
- VITT, R. K. WEIDER, D. H. (2006). *Boreal Peatland Ecosystems*: Springer.
- WALLAGE, Z. E., J. HOLDEN AND A. T. McDONALD. 2006. Drain blocking: An effective treatment for reducing dissolved organic carbon loss and water discolouration in a drained peatland. *Science of the Total Environment* 367: 811-821.
- YR.NO. *Værvarsel for Nordre Kisselbergmosen, Marker (Østfold)*. Web page: http://www.yr.no/sted/Norge/%C3%98stfold/Marker/Nordre_Kissebergmosen-62672/ (downloaded 22.09.2015)
- ØKLAND R.H. (1989) *A phytoecological study of the mire Northern Kisselbergmosen, SE. Norway. I. Introduction, flora, vegetation and ecological conditions*. Sommerfeltia. Volume. 8

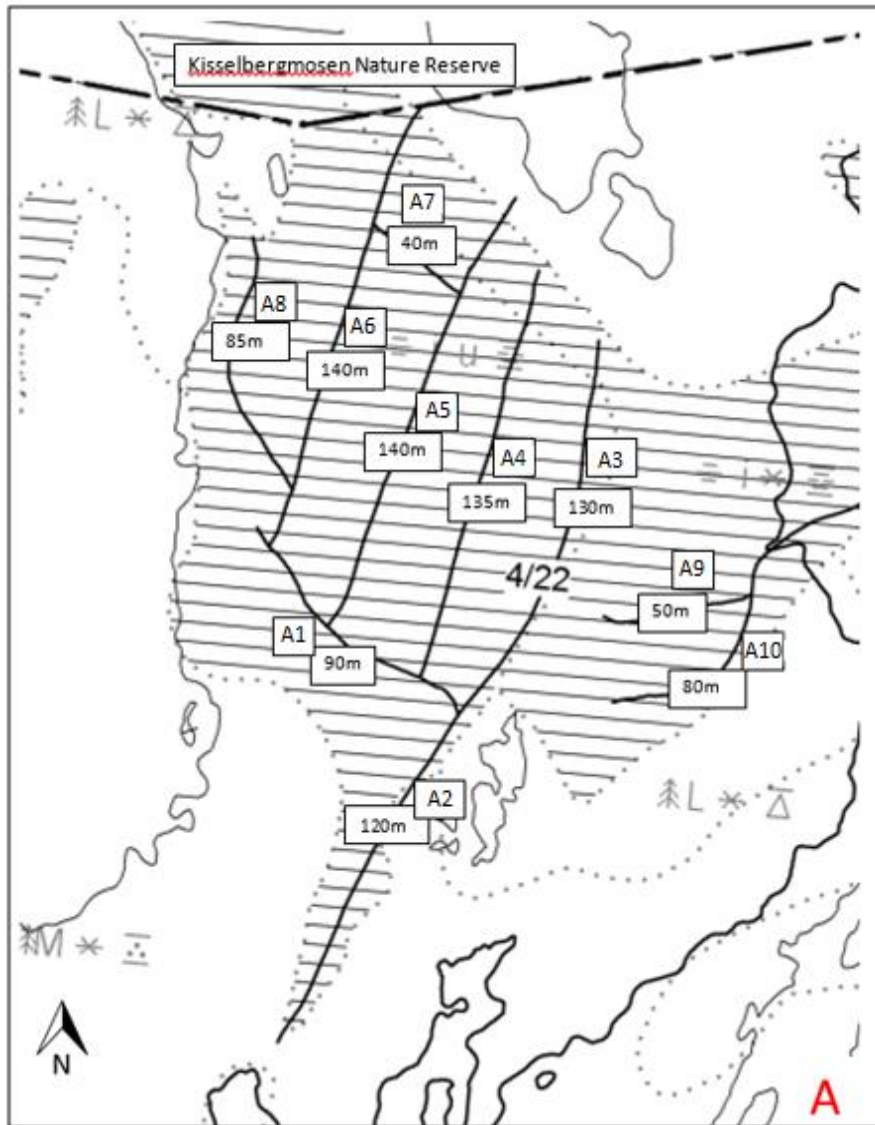
Appendix I: Overview over the main ditches priority, landowners (Gnr/Bnr) and measurements done in field, with total meter, average top, bottom and height and total volume.

Main ditches	Priority	Landowners (Gnr/Bnr)	Total meter	Average width (top)	Average width (bottom)	Average height	Total volume of ditch	Number of recommended dams	Distance between dams	Comments
A	1	4/22	1010 m	1,56 m	1,10 m	0,71 m	954 m ³	9	100	Large continuous ditch, different degrees of severity; Open water, flowing water, eroded areas and some revegetated areas
B	2	?	375 m	1,50 m	0,90 m	0,70 m	315 m ³	3	150	No survey of this ditch
C	1	?	860 m	0,76 m	0,76 m	0,74 m	484 m ³	4	N/A	Long ditch High severity; heavy water flow and erosion
D	2	2/5-6	820 m	1,50 m	0,90 m	0,70 m	689 m ³	5	150	Long ditch, Low severity; flat area with little water flow
E	2	2/5-6	1200 m	1,50 m	0,90 m	0,70 m	1008 m ³	8	150	Long ditch, Low severity; flat area with little water flow
F	1	2/5-6	330 m	1,50 m	0,90 m	0,70 m	277 m ³	4	75	High severity; a lot of water flow
G		3/13	250 m	1,50 m	0,90 m	0,70 m	210 m ³	N/A	N/A	
Total	X	X	4845 m	X	X	X	3937 m ³	33	X	

*? We were not able to find the Gnr/Bnr for the ditch B and C, we were also not able to contact the landowners that probably owned the land

*N/A = no data available

Appendix II: More detailed map at ditches A



Appendix III: Summary of dam materials and attributes. Adapted from Evans et al (2005).

Dam Type	Peat type	Method	Primary functions	Installation issues	Landscape/visual impact
Plastic piling	Medium to deep peat (not mineral soil)	Drive piling into peat using rubber mallet	Hold water, creation of large often deep pools.	Ensure plastic driven into sides of gully, dam lower than surrounding vegetation height (not always possible)	High to low, depending on location
Wood	Medium to deep peat, mineral soil	Dams 5-6 planks high, with post support	Trap sediment, hold water (from deep pools to small puddles once filled with sediment)	Ensure prevention of under and side-cutting.	Low
Stone	Mineral soil/very shallow peat	Build stone walls	Trap sediment	Can be washed away during storm events, prone to side-cutting. High repair maintenance	Low
Hessian bags/coir logs	Any, as long as supporting stakes can be driven into gully bottom	Bags filled, then staked up with post support	Trap sediment, possible creation of small pools	Not trialed	N/A

Risen vest

**

Referanse:

Blindheim T., Krog O. M. 2017. Naturverdier for lokalitet Risen vest, registrert i forbindelse med prosjekt Frivilligvern 2016. NaRIN faktaark. BioFokus. (Weblink: <http://borchbio.no/narin/?nid=6062>)

Referansedata

Fylke: Østfold
Kommune: Marker
H.o.h.: 190-290moh
Areal: 2758 daa

Prosjektilhørighet: Frivilligvern 2016
Inventør: TBL, OWK
Vegetasjonsone: sørboreal 100% (2760 daa)
Vegetasjonseksjon: O1-Svakt oseanisk

Sammendrag

Verneforslaget Risen vest ligger nord i Marker kommune helt på grensen til Akershus og utgjør et kolleparti mellom innsjøen Risen i øst og daldrag i vest. Det avgrensede området inneholder fem avgrensede naturtypelokaliteter med eldre barskog som også har innslag av viktige ospekvaliteter. Øvrige arealer har stedvis naturskogspreget av hovedsakelig furu og noe gran. Enkelt trær av furu har trolig alder på over 300 år, men er forholdsvis småvokste. Generelt er det forholdsvis lite gammelskogselementer som liggende og stående død ved i området og virkelig gamle og grove trær.

Vegetasjonen domineres av blåbær og bærlyngskog, samt lyngskog og noe lavskog på de skrinneste partiene med furuskog, lågurtmark og smale striper med høgstaudemark finnes hovedsakelig i områder som har yngre skog etter avvirkning siste to tiår først og fremst i de østre delene. Fattig sumpskog og noe intermedier sumpskog finnes i tilknytning til myrområdene og i noen forsengkninger. Åpne ombrogene myrer med tilhørende myrkanntmark finnes spredt i området.

Det er kun påvist tre nær truete arter og noen få signalarter innenfor området. Potensialet for ytterligere arter er vurdert som lavt før det dannes mer død ved innenfor området.

Området inneholder ikke rødlistede naturtyper. Det oppfyller manglene anført i tidligere verneevalueringer først og fremst i form av å være et lavereliggende område med et forholdsvis intakt skogbilde.

Samlet vurderes området å være av regional verdi (**) på grunn av god arrondering, områdets størrelse som også bør sees i sammenheng med tilstøtende verneområder, vegetasjonsvariasjon, innslag av eldre barskog, gammel osp og etter hvert rikere skogtyper med eldre skog etter hvert som ungsbogen gror til. Området kvaliteter grenser mot en stjerne.

Feltarbeid

Feltarbeidet ble utført i løpet av en lang feltdag av to personer. De østre mer påvirkede områdene er i mindre grad befart enn områdene i vest med større andel gammelskog.

Tidspunkt og værrets betydning

Været og tidspunktet for befaringen vurderes ikke å ha virket negativt inn på vurderingene som er gjort.

Utvelgelse og undersøkelsesområde

Området er tilbudt for frivillig vern av grunneiere og undersøkelsene utført av BioFokus på vegne av Miljødirektoratet og Fylkesmannen i Østfold.

Tidligere undersøkelser

Deler av området er befart tidligere av biologer, men det er ikke registrerte naturtyper i Naturbase. To MiS figurer er avgrenset innenfor undersøkelsesområdet og det er ikke kjent spesielle rødlistearterfunn.

Beliggenhet

Det undersøkte området ligger helt nord i Marker kommune i Østfold på grensen til Akershus fylke, vest for Risen. I høyde spenner det fra 190 til 290 meter over havet.

Naturgrunnlag

Topografi

Området består grovt av en rygg med en markert østvendt li ned mot Store Risen og Dammvann og vestvendt til dels bratt terreng mot vest. Innenfor dette spennet er det mindre topografisk variasjon som gjør området forholdsvis variert med en rekke små koller, daler, flater sumper og myrer og noen bratte skråninger.

Geologi

Det aller meste av området skal i henhold til geologisk kart fra NGU være berggrunn med glimmergneis/skifer, metasandstein og amfibolitt. Det var vanskelig å spore denne noe rikere berggrunnstypen igjen i vegetasjonen i området, men i enkelte skrenter og i bekkedaler i øst er det noe rikere vegetasjon.

Klima

Det er ikke observert noen spesielle lokalklimatiske forhold innenfor forslaget til avgrensning.

Vegetasjon og treslagsfordeling

Ulike utforminger av fattig vegetasjon dominerer det aller meste av området. Sikere skog finnes i dag for det aller meste i de områdene som er hardest påvirket av skogbruk i senere tid. Det er de frodigste lågurt og høgstaude dalene som er hogd i i senere år, mens de fattigere områdene har hatt mindre økonomisk interesse og har fått stå i fred. Ungskogen er i mindre grad undersøkt og det kan derfor finnes interessante karplanter knyttet til slik vegetasjon som ikke er avdekket i undersøkelsen. Hele spennet av fattig skogsvegetasjon er representert fra lavskog via lyngskog, bærlyngskog og til blåbærskog. Av våtmark finnes åpen fattig ombrotrof myr, men også noe rikere lagger enkelte steder. Det er myrkantskog med ulik grad av tredekning spredt. Svak lågurtmark med typisk innslag av en del osp finnes noen steder. Gran og furu er dominerende treslag, mens boreale treslag som osp, selje, rogn og bjørk finnes spredt. Gråor og svartor og noe vier finnes i tilknytning til fuktig mark.

Skogstruktur og påvirkning

Det aller meste av skogen som er avgrenset som verneverdig er forholdsvis dødved fattig, men inneholder enkelttrær som er forholdsvis gamle. Dette gjelder særlig enkelte koller med en del gammel furu. Det er rimelig å tro at det også i dette området finnes enkelttrær mellom 300-400 år av furu og kanskje opp mot 200 år av gran slik som ved Kisselbergmosen. Ellers er nok mye av skogen på lav bonitet også under 100 år mange steder, mens det finnes ungskog og nylig hogd skog på de bedre bonitetene først og fremst på østsiden av åsen. Det finnes en rekke gamle hesteveier i hele området som er brukt i forbindelse med tidligere hogster og Risen har vært et viktig fløtningsvassdrag. Den generelle påvirkningen fra tidligere tider har derfor vært høy i hele området noe som merkes på manglende funn av både signalarter og rødlistearter knyttet til død ved. Den skoglige kontinuiteten knyttet til død ved og gamle trær er som ellers i denne delen av landet svært lav. De områdene som fremstår som ung naturskog er i hovedsak godt sjiktet. Dette gjelder de avgrensede naturtypelokalitetene, men også noen andre åser, særlig i nord. Skogen er gjennomgående ikke veldig grov da den er sterkt plukkhogt over tid. Ut over de avgrensede naturtypene kan nevnes den østvendte lia nord for Svartevika. Her finnes en over 800 meter lang lise med til dels kompakt granskog på frodig blåbærmark og til dels noe lågurtmark. Skogen er høyreist og til dels ganske grov, men nesten helt uten gammelskogselementer. Rundt de store myrene i nord er det eldre blandingskog og vest for Lakentjernet er det eldre furuskog på kollen og vest for dette igjen, i Steinstjærnsdalen, gammel gransumpskog som dog er noe grøftet, men vil kunne opparbeide seg viktige kvaliteter på ikke alt for lang sikt.

Kjerneområder

I det følgende listes informasjon om de avgrensede kjernelokalitetene i området Risen vest. Nummereringen referer til inntegninger vist på kartet.

1 Nordre Aurtjern nord

Naturtype: Gammel granskog - Gammel lavlandsgranskog
BMVERDI: B

Areal: 112daa

Innledning: Lokaliteten er registrert i 2016 av Terje Blindheim og Ola M.W. Krog i forbindelse med vurdering av et større område vest for innsjøen Risen med tanke på frivillig skogvern. Det er ikke avgrenset områder i Naturbase tidligere, men området er befart. Den sørlige delen er MiS kartlagt med en liggende død ved figur.

Beliggenhet og naturgrunnlag: Lokaliteten utgjør et småkupert området med en rekke mindre forsenkninger, små koller og ugrøftet fattig til intermediær sumpskogsmark. Området ligger nord i Marker kommune vest for Risen og har variierende løsmassedekke.

Naturtyper, utforminger og vegetasjonstyper: Naturtypen er i hovedsak gammel barskog med utforming gammel lavlandsgranskog, men det er en del furu iblandet denne på de skrinne kollene. Det er også inkludert noe gammel fattig sumpskog som ikke er grøftet og intermediær myrkantmark i tilknytning til et mindre bekkeløp. Blåbærskog og bærlyngskog dominerer vegetasjonen, men skråningen helt i nordøst har svak lågurtskogsmark. I denne skråningen og spredt ellers er det innslag av en del osp. Ellers er det spredt med bjørk og noe selje og rogn, samt svartor i fuktige sig.

Bruk, tilstand og påvirkning: Skogen i det avgrensede området fremstår i stor grad som tidligere plukkhogd naturskog med kun gamle stubber. Den noe rikere skogen i nordøst er mer påvirket med litt yngre skog. Skogen er overveiende flersjiktet med god spredning i alder og dimensjoner. De største granene måler opp til 50 cm i diameter på de beste bonitetene nede i søkkene. Ospa er også ganske grov noen steder og det finnes spredt med død ved av osp, gran, bjørk og furu i området. Død ved av osp finnes i alle nedbrytningsstadier, men med beskjedne mengder. Tiltagende dødved dannelse forventes om ikke svært lang tid. Noe gadd av gran og furu finnes spredt.

Artsmangfold: Det finnes spredt, men forholdsvis sparsomt en del gubbeskjegg på gran. På osp ble det registrert lungenever og skrubbenever på ei osp. Hvit vedkorallsopp ble registrert på ein låg helt i sør hvor det finnes flere læger av osp. Med økende dødved dannelse forventes det området kan få en viktigere funksjon for arter knyttet til død ved enn det har i dag.

Fremmede arter: Ingen fremmede arter ble registrert.

Del av helhetlig landskap: Lokaliteten utgjør et nettverk med spredte gammelskogsfragmenter i denne delen av østfold.

Verdivurdering: Området skårer høyt på størrelse og lav til middels på rikhet, tilstand og arts mangfold. Samlet vurderes området og være viktig (B verdi) da det er sjeldent å finne så pass store og lite påvirkede naturskogs nære grandominerte barskoger i denne skogregionen.

Skjøtsel og hensyn: Det er ingen kvaliteter ved lokaliteten som er avhengig av skjøtsel for å fremmes det anbefales at området overlates til fri utvikling.

2 Søndre Røytjern sør

Naturtype: Gammel granskog - Gammel lavlandsgranskog
BMVERDI: C

Areal: 32daa
Hoh: 210-230 moh

Innledning: Lokaliteten er registrert i 2016 av Ola Wergeland Krog, for BioFokus i forbindelse med Frivillig vern - Risen vest. Rødlisterter i henhold til Norsk Rødliste 2015.

Beliggenhet og naturgrunnlag: Lokaliteten ligger sør for sjøen Søndre Røytjern i et større skogområde avgrenset i vest av Røytjerdalen og i øst av Store Risen. Lokaliteten består av en markert kulle i terrenget avgrenset i sør og øst av myr, i vest av en skogdal med en bekk i bunnen og ei smal stripe med hogstklasse 2-3 som ikke er tatt med mellom bekken og vestsiden av lokaliteten. I nord og nordøst flater terrenget ut og danner en glidende overgang mot en skinnere og mer ordinær, homogen og relativt dødvedfattig granskog.

Naturtyper, utforminger og vegetasjonstyper: På tross av noe areal med Lavskog - Lav-furu-utforming på de tørreste og mest eksponerte delene av kollen, klassifiseres naturtypen som Gammel granskog med utforming Gammel lavlandsskog. Dominerende vegetasjonstype er blåbærskog av blåbær-utforming, stedvis med mye mose og mindre bærlyng. Gran er dominerende treslag. På toppen er furu dominerende, men selv på de tørreste toppene med lavskog, finnes innslag av gran. I tillegg til gran inngår noe osp og bjørk.

Bruk, tilstand og påvirkning: Skogen er flersjiktet og relativt lysåpen. Ingen stubber eller spor etter hogst ble påvist, men lokaliteten er sikkert plukkhogd i tidligere tider. Skogen ligger lett tilgjengelig med relativt kort avstand ned til myrdraget i øst, hvor det i tidligere tider var en vintervei for hest og senere lett traktor. Svært sparsom forekomst av stående og liggende død ved, men noe fantes, bla. enkelte stående døde trær med hakkespetthull.

Artsmangfold: Gubbeskjegg er eneste registrerte rødlistearter. Ellers relativt rik forekomst av skjeggglaver. Av svake signalarter ble det påvist rustbrunpigg og skjellstorpigg.

Fremmede arter: Ikke påvist.

Del av helhetlig landskap: Lokaliteten ligger i et større, sammenhengende gammelskogsområde mellom Røytjerdalen og Store Risen, som blir vurdert for frivillig vern.

Verdivurdering: Flersjiktet naturskog med gran som dominerende art og hvor det ble påvist én rødlistearter (NT), samt forekomst av arter som signaliserer lang skoglig kontinuitet. Ingen fysiske spor etter hogst påvist men området er med sikkerhet plukkhogd gjennom lang tid. Vurderes som lokalt viktig C.

Skjøtsel og hensyn: Områdets kvaliteter i dag, og spesielt dets kvaliteter i framtid, er avhengig av at skogen ikke hogges, gjødsles eller på andre måter påvirkes utover naturlig utvikling.

3 Søndre Røytjern nord

Naturtype: Gammel granskog - Gammel lavlandsgranskog
BMVERDI: B

Areal: 9,2daa

Innledning: Lokaliteten er registrert i 2016 av Terje Blindheim og Ola M.W. Krog i forbindelse med vurdering av et større område vest for innsjøen Risen med tanke på frivillig skogvern. Det er ikke avgrenset områder i Naturbase tidligere, men det er MiS kartlagt med en liggende død ved figur.

Beliggenhet og naturgrunnlag: Lokaliteten utgjør en liten nordvestvendt forsenkning med frodig granskog nord i Marker kommune vest for Risen. Lokaliteten er avgrenset mot nord av våtmark og en meget stor stein.

Naturtyper, utforminger og vegetasjonstyper: Naturtypen er gammel granskog og utforming gammel lavereliggende granskog. Området er helt grandominert og vegetasjonstypen er ordinær blåbærgranskog.

Bruk, tilstand og påvirkning: Området er ganske homogent med til dels ganske grov gran opp mot 55 cm i diameter, Skogen er ganske ensjiktet og bakgrunnen for avgrensningen er en forholdsvis stor konsentrasjon av død ved i området. Det aller meste er fersk dødved som har falt ned i senere år, men det er også noen få litt mer nedbrutte stokker.

Artsmangfold: Det ble sett etter vedboende sopp, men ingen spesielle arter ble funnet. Området vurderes hvertfall på litt sikt å kunne huse et større mangfold av vedboende arter.

Fremmede arter: Ingen fremmede arter ble registrert.

Del av helhetlig landskap: Lokaliteten utgjør et nettverk med spredte gammelskogsfragmenter i denne delen av østfold.

Verdivurdering: Området skårer lavt på størrelse, arts mangfold og rikhet, men middels på tilstand. Samlet vurderes lokalitet å være av lokal verdi (C verdi) foreløpig.

Skjøtsel og hensyn: Det er ingen kvaliteter ved lokaliteten som er avhengig av skjøtsel for å fremmes det anbefales at området overlates til fri utvikling.

4 Steinsdalen

Naturtype: Gammel granskog - Gammel lavlandsgranskog
BMVERDI: B

Areal: 45,1daa

Innledning: Lokaliteten er registrert i 2016 av Terje Blindheim og Ola M.W. Krog i forbindelse med vurdering av et større område vest for innsjøen Risen med tanke på frivillig skogvern. Det er ikke avgrenset områder i Naturbase tidligere eller kartlagt MiS figurer.

Beliggenhet og naturgrunnlag: Lokaliteten utgjør en øvre åskam og steile østvendte, til dels overhengende, opp mot 20 meter høye berg. Nedenfor disse er det mange steder meget grov ur med svære steinblokker. Innslag av fattig sumpskog langs østre grense. Området er avgrenset av skog med lavere tetthet av gammelskogselementer på alle kanter. Mot øst er skogen delvis hardt plukkhogd og ikke inkludert i avgrensningen.

Naturtyper, utforminger og vegetasjonstyper: Naturtypen er gammel granskog og utforming gammel lavereliggende granskog i mosaikk med gammel furuskog. Mye av vegetasjonen er blokkmarkskog i de bratte partiene, men på toppen av åsen er det bærlyngskog, til dels lyngskog på de skinneste haugene og noe blåbærskog i de frodigste småsøkkene. I øst noe fattig sumpskog.

Bruk, tilstand og påvirkning: Området fremstår som eldre naturskog som er godt sjiktet og med innslag av en del gamle trær som trolig er opp mot 200-300 år, kanskje eldre for furu som står på de skinneste plassene. Det er spredt med død ved, men mest er det i områdene under skrenten hvor det til dels finnes en viss kontinuitet i død ved av gran.

Artsmangfold: I de østvendte skrentene ble det registrert mye gubbeskjegg på enkelttrær og på en levende furu ble det funnet furustok-

kjuke. Det ble leitet etter kjuke på dødved, men uten at spesielle arter ble funnet.

Fremmede arter: Ingen fremmede arter ble registrert.

Del av helhetlig landskap: Lokaliteten utgjør et nettverk med spredte gammelskogsfragmenter i denne delen av østfold.

Verdivurdering: Området skårer middels på størrelse og tilstand og lavt på rikhet og artsmangfold. Samlet vurderes et så pass stort og variert gammelskogsområdet med mange gammelskogsselementer å være viktig (B verdi) selv om det ikke er påvist mange sjeldne og truede arter.

Skjøtsel og hensyn: Det er ingen kvaliteter ved lokaliteten som er avhengig av skjøtsel for å fremmes det anbefales at området overlates til fri utvikling.

5 Nordre Gorotjern nord

Naturtype: Gammel granskog - Gammel lavlandsgranskog
BMVERDI: C

Areal: 15,5daa
Hoh: 240-265 moh

Innledning: Lokaliteten er registrert i 2016 av Ola Wergeland Krog, for BioFokus i forbindelse med Frivillig vern - Risen vest. Rødlistearter i henhold til Norsk Rødliste 2015.

Beliggenhet og naturgrunnlag: Lokaliteten ligger på på åsryggen mellom Søndre Røytjern og Store Risen, mellom Lille Gorotjern og Nordre Gorotjern. et i vest av Røytjerdalen og i øst av Store Risen. Lokaliteten er en nord-sørgående fuktig dråge i terrenget med svakt rikere vegetasjon. I sør grenser området mot en bratt skråning ned mot ei hogstflate med høy bonitet. I vest mot en skinn rygg med fjell i dagen. I nord og øst grenser området mot midlere bonitet barblandingsskog.

Naturtyper, utforminger og vegetasjonstyper: Hele området består av gammel granskog med utforming Gammel lavlandsskog. På tørrere mark, utenfor lokaliteten er det et økende innslag av furu. Dominerende vegetasjonstype er blåbærskog av blåbær-utforming, stedvis med mye mose, rørkvein og bærling. Dominerende treslag er gran og osp og forekomsten av store ospetrær er et viktig for utvelgelsen av lokaliteten. I tillegg til gran inngår noe furu, bjørk og trollhegg.

Bruk, tilstand og påvirkning: Skogen er flersjiktet med flere store ospetrær hvorav flere er i siste livsfase. Ingen stubber eller spor etter hogst ble påvist, men lokaliteten er ved sin beliggenhet høyst sannsynlig plukkhogd i tidligere tider. Noe død ved forekommer men sparsomt og ingen kontinuitet i død ved.

Artsmangfold: Den rødlistede arten skorpepiggsopp (NT) ble påvist i en sprekk i ei av de gamle ospene her. Dette er 6 funn av arten i Østfold. Lungenever ble påvist på to osper og er en god signalart på skoglig kontinuitet i Østfold. Det regnet og begynte å mørkne ved befaringen, det er derfor ikke usannsynlig at det kan gjøres flere gode artsfunn på denne lokaliteten.

Fremmede arter: Ingen påvist.

Del av helhetlig landskap: Lokaliteten ligger i et større, sammenhengende gammelskogsområde mellom Røytjerdalen og Store Risen, som blir vurdert for frivillig vern.

Verdivurdering: Lokalitet med forekomst av flere store osper med rødlisteart (NT) og signalart. Ingen fysiske spor etter hogst påvist men området er med sikkerhet plukkhogd gjennom lang tid. Vurderes som lokalt viktig C.

Skjøtsel og hensyn: Områdets kvaliteter i dag, og spesielt dets kvaliteter i framtid, er avhengig av at skogen ikke hogges, gjødsles eller på andre måter påvirkes utover naturlig utvikling.

Artsmangfold

Det er påvist få sjeldne og truede arter innenfor den foreslåtte verneavgrensninga, totalt tre nær truede arter og noen få signalarter av lav. Hvit vedkorallsopp ble funnet på osp i kjerneområde 1, mens skorpepiggsopp ble funnet på osp i kjerneområde 5. Gubbeskjegg finnes spredt i eldre barskog. Det forventes at det finnes interessante arter knyttet til gammel osp og på død ved av ulike treslag. Potensialet for sjeldne og truede arter vurderes imidlertid ikke som veldig stort.

*Tabell: Artsfunn i Risen vest. Kolonnen **Totalt antall av art** summerer opp antall funn innenfor området. 0 betyr at artsfunnet ikke er tallfestet, men begreper som mye, en del, sparsomt, spredt o.l. er brukt. Det store tallet i kolonnen **Funnet i kjerneområde** henviser til hvilke kjerneområder arten er funnet. Det lille tallet angir hvor mange funn som er gjort i hvert kjerneområde. 0 betyr tekstlig kvantifisering. Små tall uten kjerneområdenummer angir funn utenfor kjerneområder.*

Gruppe	Vitenskapelig navn	Norsk navn	Rødliste-status	Totalt antall av art	Funnet i kjerneområde (nr)
Lav	Alectoria sarmentosa	gubbeskjegg	NT		1 2 4
	Lobaria pulmonaria	lungenever			1 5
	Lobaria scrobiculata	skrubbenever			1
	Parmeliella triptophylla	stiftfylltav			5
Sopper	Gloiodon strigosus	skorpepiggsopp	NT		5
	Lentaria epichnoa	hvit vedkorallsopp	NT		1
	Phellinus pini	furustokkjuke			4
	Phellinus populicola	stor ospeildkjuke			

Avgrensning og arrondering

Helt sørvest i området ved Røytjerndalen er det plantet ungskog som er valgt utelatt fra verneforslaget. Det samme gjelder et området i nordvest hvor det nylig er utført en større flatehogst. Selv om de østre delene i tilknytning til veien som går langs Risen er til dels mye påvirket av hogst er hele dette området foreslått inkludert i vernegrensene. Det gir en bedre arrondering og et verneområdet uten disse arealene ville blitt smalt og oppstykket. Det er også et poeng og inkludere hele åsen og ikke bare deler av den. Arronderingen vurderes som god ved at grensene inkluderer alle viktige registrerte kvaliteter og vil gi en langsiktig god avgrensning av et større åsparti uten kanteffekter ved tilliggende hogster. Det er registrert en del edre barskog nord for området som bør vurderes inkludert i verneområdet.

Andre inngrep

Av nyere tekniske inngrep er veien som går på østsiden av åsen frem til Svartevik hvor det er et eganske stort ungskogfelt i dag, kun med noen store osper som er satt igjen nede mot vannet.

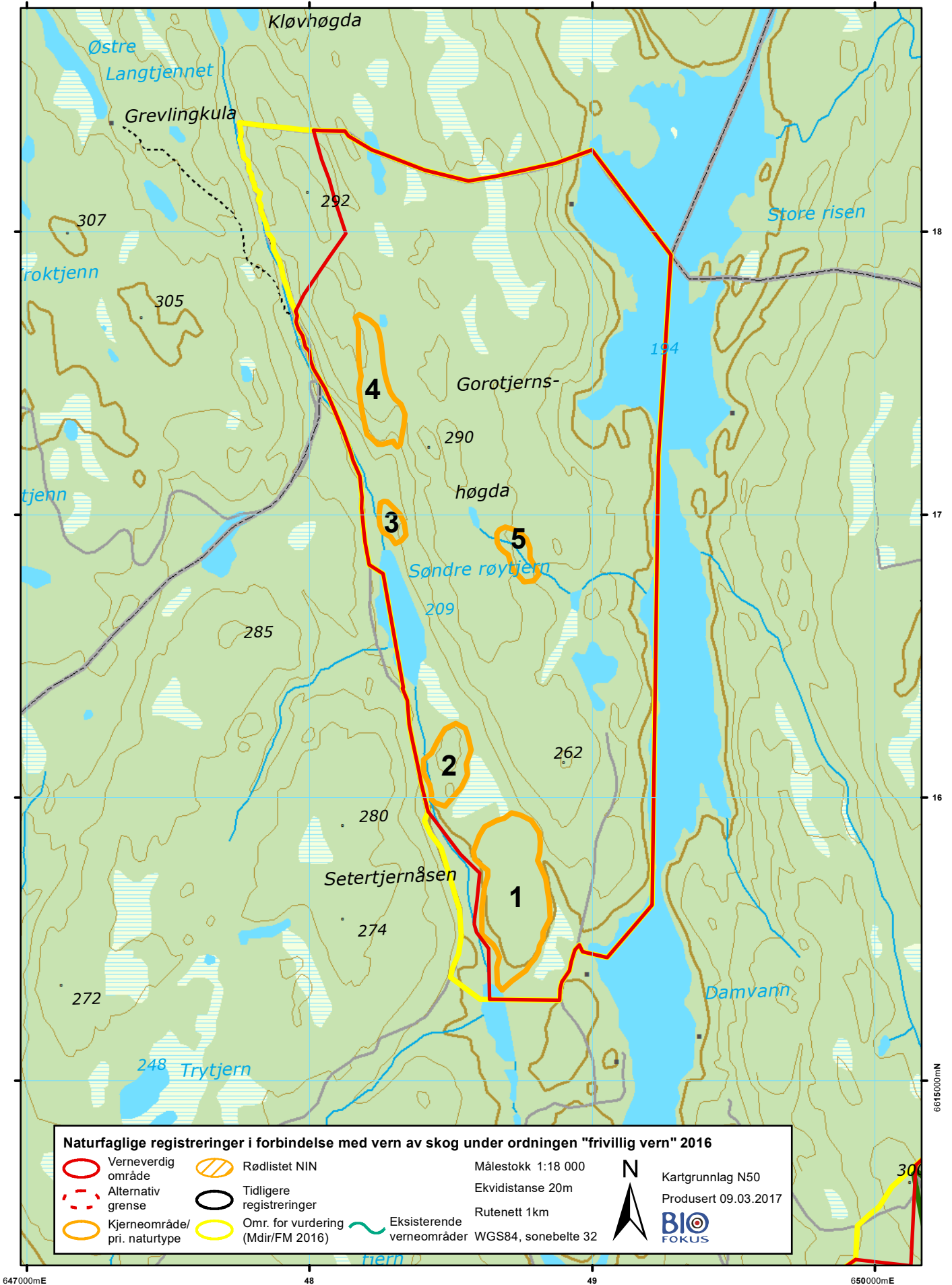
Vurdering og verdisetting

Lokaliteten skårer kun en stjerne på urørthet på grunn av forholdsvis mye nyere hogstpåvirkning i deler av området. Området skårer middels på parameterne gamle bartrær, gamle løvtrær, vegetasjonsvariasjon, topografisk variasjon, treslagsfordeling og områdets størrelse. Det er ikke mye gamle bærrær i området, men her trekker det opp til to stjerner at det finnes spredt med noe gammel furu som trolig er over 300 år og en del grov granskog. For parameteren gamle løvtrær er det spredte forekomster av gammel osp som gir to stjerner. For parameteren vegetasjonsvariasjon er det de rikere områdene med yngre skog og innslag av svak lågurtskog som bidrar til et større spenn i vegetasjonen enn de mer dominerende fattige typene. Området har også et spenn i vegetasjonstyper mellom fastmarksskog og våtmarkssystemer. Parameteren rikhet er isolert sett gitt én stjerne da andelen rik vegetasjon i området er ganske begrenset i areal. Både mengde død ved og kontinuitet i død ved er vurdert som lav og kun gitt en stjerne. Det er ikke observert edelløvtrær foruten svartor i området. Området skårer kun en stjerne på artsmangfold da det kun er registrert noen få nær truede arter og at det aller meste av arealet neppe har veldig stort potensial for å huse flere sjeldne og truede arter. Områdets arrondering er vurdert som god for å ivareta dets naturkvaliteter og er derfor gitt tre stjerner.

Totalt vurderes området under noe tvil som regionalt verdifullt (***) og vil sammen med nærliggende område Kisselbergmoen og Svartvannet i sør utgjøre en verdifull samling skoglokaliteter i denne regionen.

Tabell: Kriterier og verdisetting for kjerneområder og totalt for Risen vest. Ingen stjerner (0) betyr at verdien for kriteriet er fraværende/ ubetydelig. Strek (-) betyr ikke relevant. Se ellers kriterier for for verdisetting i metodekapittelet.

Kjerneområde	Urørthet	Død ved mengde	Død ved kontin.	Gamle bartrær	Gamle løvtrær	Gamle edelløvtrær	Tre-slagsfordeling	Topografisk-variasjon	Vegetasjons-variasjon	Rikhet	Arter	Størrelse	Arrondering	Samlet verdi
1 Nordre Auretjern nord	***	*	*	**	*	—	**	**	**	*	*	-	—	**
2 Søndre Røytjern sør	***	*	*	**	0	0	*	*	*	0	*	-	—	*
3 Søndre Røytjern nord	***	*	*	**	*	0	**	**	**	*	*	-	—	**
4 Steinsdalen	***	**	**	**	*	0	**	***	**	*	*	-	—	**
5 Nordre Gorotjern nord	***	*	*	*	*	0	*	*	*	0	*	-	—	*
Samlet vurdering	*	*	*	**	**	0	**	**	**	*	*	**	***	**



Bilder fra området Risen vest



Fra kjerneområde 2. Foto: Ola M. Wergeland Krog



Fra kjerneområde 5. Foto: Ola M. Wergeland Krog



Rustbrunpiggg (*Hydnellum ferrugineum*) Foto: Ola M. Wergeland Krog



Skorpepiggsopp Foto: Ola M. Wergeland Krog

Kisselbergmosen NR utvidelse

**

Referanse: Blindheim T., Krog O. M. 2017. Naturverdier for lokalitet Kisselbergmosen NR utvidelse, registrert i forbindelse med prosjekt Frivilligvern 2016. NaRIN faktaark. BioFokus.

(Weblink: <http://borchbio.no/narin/?nid=6063>)

Referansedata

Fylke: Østfold
Kommune: Marker
H.o.h.: 205-316moh
Areal: 1735 daa

Prosjektilhørighet: Frivilligvern 2016
Inventør: TBL, OWK
Vegetasjonsone: sørboreal 70% (ca 1210daa) boreonemoral 30% (ca 520daa)
Vegetasjonseksjon: O1-Svakt oseanisk

Sammendrag

Verneforslaget Kisselbergmosen NR utvidelse ligger nord i Marker kommune og utgjør et tillegg til det høymyrdominerte eksisterende naturreservatet, i form av en eldre gran- og furuskog i sørboreal og boreonemoral vegetasjonssone. Det avgrensede området inneholder to avgrensede naturtypelokaliteter med eldre barskog som også har innslag av viktige ospekvaliteter og rik skog. Øvrige arealer har stedvis naturskogspreg av hovedsakelig furu og noe gran. Enkelt trær av furu har alder på 350 år, men er forholdsvis småvokste. Generelt er det forholdsvis lite gammelskogselementer som liggende og stående død ved i området eller virkelig gamle og grove trær.

Vegetasjonen domineres av blåbær og bærlyngskog, samt lyngskog på de skrinne partiene med furuskog. I vest er det ett område i sør som har rik lågurtgranskog med innslag av arter som blåveis, svarterteknapp og vårerteknapp som er mindre vanlige i regionen. Fattig sumpskog finnes i tilknytning til myrområdene i og rundt eksisterende verneområde.

Det er kun påvist fire nær true arter og noen få signalarter innenfor området, men området vurderes å et vist potensial for varmekjære insekter i den vestvendte lia med eldre osp, gran og furu, samt jordboende sopp i de rike delene av samme li.

Området inneholder ikke rødlistede naturtyper. Det oppfyller manglene anført i tidligere verneevalueringer først og fremst i form av å være et lavereliggende område med et forholdsvis intakt skogbilde.

Samlet vurderes området å være av regional verdi (**) på bagrunn av god arrondering, områdets størrelse (som bør sees i sammenheng med tilstøtende verneområder), vegetasjonsvariasjon, innslag av eldre barskog, gammel osp og et viktig innslag av lågurtgranskog.

Feltarbeid

Området ble befart i løpet av en dag av to personer. Det ble brukt mindre tid på de høyereliggende fattigere partiene enn i de øst- og vestvendte liene hvor den mest interessante skogen ble vurdert å være.

Tidspunkt og værets betydning

Området ble befart seint i oktober, men tidspunktet var ikke til hinder for å kunne gjøre tilfredsstillende vurderinger av området.

Utvelgelse og undersøkelsesområde

Området er tilbudt for frivillig vern av grunneiere og undersøkelsene utført av BioFokus på vegne av Miljødirktoratet og Fylkesmannen i Østfold. Skogen innenfor eksisterende myrreservatet er ikke vernet mot hogst og det har derfor vært et mål å vurdere hele arealet med skog også den innenfor eksisterende vernegrenser.

Tidligere undersøkelser

Foruten noen få karplantefunn i den rike skrånningen ved Fluettjern er det ikke kjent tidligere registreringer i området utenfor Kisselbergmosen naturreservat. Myrreservatet er tidligere undersøkt i forbindelse med verneplanarbeidet for myr i fylket, men da i første rekke myrkvalitetene og ikke skogen. Det er i denne undersøkelsen ikke fokusert på å avgrense myrkvaliteter da slike avgrensninger allerede foreligger i Naturbase.

Beliggenhet

Det undersøkte området ligger nord i Marker kommune i Østfold, øst og vest for Kisselbergmosen naturreservat, og spenner fra 200 meter over havet til høyeste punkt på 316 meter.

Naturgrunnlag

Topografi

Bortsett fra noe småtopografisk variasjon med små høydeforskjeller så utgjør området ett marked ganske flatt topparti hvor Kisselbergmosen ligger. Øst for denne er det slake nordøstvendte lier, mens det mot vest er en markert bratt vestvendt skrånning med en høydeforskjell på nær 100 meter.

Geologi

I området vest for Kisselbergmosen angir geologisk kart fra NGU at det skal være berggrunn med glimmergneis/skifer, metasandstein og amfibolitt og hverfall helt sør-vest i området gir denne rikere berggrunnen opphav til rikere vegetasjonen enn ellers innenfor verneforlaget. På østsiden av myra er det fattigere gneiser og også utelukkende fattig vegetasjon.

Vegetasjonsgeografi

Vegetasjonseksjon: O1-Svakt oseanisk, vegetasjonzone: sørboreal 70% (ca 1210daa) boreonemorale 30% (ca 520daa) .

Boreonemorale forhold i den vestvendte solvarme lia.

Klima

Det kan virke som om de nordøstvendte liene øst for Kisselbergmosen har et forholdsvis humid lokalklima og at de vestvendte liene ned mot Fluetjern er meget tørre og varme.

Vegetasjon og treslagsfordeling

Ulike utforminger av fattig vegetasjon dominerer det aller meste av området. Unntaket er den sørlige delen av lia i vest hvor det er til dels meget rik lågurtskog med innslag av lind, svarterteknapp og vårerteknapp. De grandominerte områdene domineres ellers av blåbærskog i hovedsak en fuktig type med høyt innslag av torvmoser. Bærlýngskog med blanding av gran og furu er også vanlig, samt rene furuskoger med lyngskog. Myrtyper er mer utførlig beskrevet tidligere i forbindelse med opprettelsen av eksisterende naturreservat og det henvises til denne litteraturen for utfyllende kunnskap. Det er imidlertid en typisk mose med høymyr og jordvannsmyr, samt myrkantmark med ulik grad av tresjikt. Også utenfor eksisterende verneområde finnes noen mindre myrer, myrsig og myrkantskog.

Skogstruktur og påvirkning

Det aller meste av skogen som er avgrenset som verneverdig er forholdsvis dødved fattig, men inneholder enkelttrær som er forholdsvis gamle. Dette gjelder særlig de furudominerte områdene hvor et typisk tre var 130-140 år, men gamle overstandere ble målt ved telling av årringer til nesten 350 år. Tyisk for begge var at de hadde hatt rask vekst i starten av livsløpet, for så å vokse ganske seint med til dels svært tette årringer. En del arealer kan trolig kalles naturskog, men det er ikke usannsynlig at de fleste bestand på ett eller annet tidspunkt har vært ganske tomme for trær. Hele området har generelt lite læger, gadd og virkelig grove trær. Noe dødved finnes imidlertid i litt ulike nedbrytningsstadier spredt i området og i den vestre lia står det til Østfold og være ganske grovanskog og en del grov osp. Den eldre skogen er stort sett ganske flersjiktet med god spredning i alder og dimensjoner. Noe yngre skog inngår spredt og særlig i nord-vest er det innslag av en større ganske fersk hogstflate og en del yngre skog.

Kjerneområder

I det følgende listes informasjon om de avgrensede kjernelokalitetene i området Kisselbergmosen NR utvidelse. Nummereringen referer til inntegninger vist på kartet.

1 Kisselbergmosen vest

Naturtype: Gammel granskog - Gammel lavlandsgranskog
BMVERDI: B

Areal: 239,7daa

Innledning: Lokaliteten er registrert i 2016 av Terje Blindheim og Ola M.W. Krog i forbindelse med vurdering av et større område øst og vest for Kisselbergmosen med tanke på frivillig skogvern. Det er ikke kartlagt naturtypelokaliteter eller MIS figurer i området tidligere, men nekelte karplanter knyttet til rik mark sør i lokaliteten er kjent fra tidligere undersøkelser.

Beliggenhet og naturgrunnlag: Lokaliteten utgjør en markert vestvendt skråning med variierende løsmassedekke nord i Marker kommune vest for Kisselbergmosen naturreservat. Mindre bergfremspring med nakent berg og grunlendt mark finnes særlig i sør.

Naturtyper, utforminger og vegetasjonstyper: Naturtypen er i hovedsak gammel lavlandsgranskog, men denne finnes i mosaikk med Gammel furuskog (20 %), rik barskog med utforming lågurtgranskog sør i området hvor et lite areal også kan defineres som rik edelløvsog i rasmark. Det finnes også spredte ospekvaliteter i området som er synliggjort med en mosaikkandel på 5 %. Granskogen er i det meste av området av blåbærtype til dels av fuktig type med høy andel torvmoser. Helt i sør er imidlertid vegetasjonen rikere med mye snerprørkvein og innslag av blåveis, svarterteknapp, vårerteknapp, krattfiol og skogvikke. I dette området vokser det også noe lind. Furuskogen er av lav og lyngtype, men stedvis inngår furu også på noe rikere og mindre tørkeutsatt mark.

Bruk, tilstand og påvirkning: Det ble observert svært få hogstspor i området og det kan være sannsynlig at mye av skogen er kommet opp etter brann. Området er karakterisert av å ha grovokst skog over mye av arealet og denne er forholdsvis god sjiktet, men et øvre gammel tresjikt dominerer. skogen er i liten grad gått i sammenbrudd og det finnes sparsomt med liggende og stående død ved av gran og furu. Spredt finnes gammel osp med grov sprekkebark og det er også en god del liggende og stående død ved av osp, men lite foryngelse av dette treslaget. Det er forholdsvis mye gran som måler mellom 40 og 60 cm i diameter og det finnes også en del grov og trolig ganske gammel furu. De største ospene måler opp mot 70 cm i diameter. Noe yngre og rik skog er inkludert i sør, men den yngste skogen ned mot vei i vest er i hovedsak ikke inkludert i avgrensningen av lokaliteten.

Artsmangfold: Knyttet til osp ble det registrert en god del trær med lungenever, stiftfiltlav og grynfiltlav, mens det på død ved av osp ble registrert flere læger med korallpiggsopp og hvit vedkorallsopp ble funnet på ei låg. Svartsonekjuke ble funnet på ei granlåg i rasmarka i sør. Siden området er vestvendt og lavtliggende og med god varme kan det inneha viktige kvaliteter for en rekke sjeldne og trua insekter. I første rekke knyttet til osp og furu i dag.

Fremmede arter: Ingen fremmede arter ble registrert.

Del av helhetlig landskap: Lokaliteten utgjør et nettverk med spredte gammelskogsfragmenter i denne delen av østfold.

Verdivurdering: Området skåres høyt på størrelse og lav til middels på rikhet, tilstand og artsmangfold. Samlet vurderes området og være viktig (B verdi) da det er sjeldent å finne så pass store og lite påvirkede grove barskoger i denne skogregionen.

Skjøtsel og hensyn: Det er ingen kvaliteter ved lokaliteten som er avhengig av skjøtsel for å fremmes det anbefales at området overlates til fri utvikling.

2 Kisselbergmosen øst

Naturtype: Gammel granskog - Gammel lavlandsgranskog
BMVERDI: C

Areal: 27,5daa

Innledning: Lokaliteten er registrert i 2016 av Terje Blindheim og Ola M.W. Krog i forbindelse med vurdering av et større område øst og vest for Kisselbergmosen med tanke på frivillig skogvern. Det er ikke kartlagt naturtypelokaliteter eller MiS figurer i området tidligere og det er ikke kjent spesielle artsfunn.

Beliggenhet og naturgrunnlag: Lokaliteten, som er et multipolygon med to litt adskilte delområder, adskilt av yngre skog, er en del av en slakt østvendte skråning med fuktig skogsmark på noe dypere løsmasser. Lokaliteten ligger nord i Marker kommune øst for Kisselbergmosen naturreservat.

Naturtyper, utforminger og vegetasjonstyper: Naturtypen er i sin helhet gammel lavlandsgranskog. Vegetasjonstypen er blåbærgranskog med høy andel torvmoser. Grana dominerer, men det er noe innslag av furu og det finnes noen gamle osper spredt og litt bjørk.

Bruk, tilstand og påvirkning: Skogen er en til to sjiktet og stedvis godt flersjiktet. Grana måler opp mot 40 cm i diameter med enkelttrær som er noe grovere. Skogen er fuktig med mye skjegglaiver. Det er lang tid siden det er blitt hogd innenfor avgrensningene, men skogen er enda ikke så gammel at den har begynt å produsere liggende og stående død ved i noen særlig grad. Virkelig gamle trær finnes heller ikke. Enkelte gammelskogselementer finnes først og fremst i form av grov osp og noe læger og gadd av osp, bjørk og gran. skogen er noe glennepreget, men disse glennene er dannet i hovedsak av mindre myrflekker hvor trærne har problemer med å slå rot.

Artsmangfold: Det finnes mye gubbeskjegg i denne østvendte lia og det ble registrert en del lungenever på ospene. Ellers er det ikke kartlagt spesielle arter.

Fremmede arter: Ingen fremmede arter ble registrert.

Del av helhetlig landskap: Lokaliteten utgjør et nettverk med spredte gammelskogsfragmenter i denne delen av østfold.

Verdivurdering: Området skåres middels på størrelse og lavt på artsmangfold og rikhet, lavt til middels på tilstand. Samlet vurderes området og være av lokal verdi (C verdi).

Skjøtsel og hensyn: Det er ingen kvaliteter ved lokaliteten som er avhengig av skjøtsel for å fremmes det anbefales at området overlates til fri utvikling.

Artsmangfold

Det er ikke påvist at det undersøkte skogområdet har en spesielt viktig funksjon for sjeldne og truede arter i skog. Kisselbergmosen som våtmark har trolig en viktig funksjon for en del fuglearter. Den østvendte granskogen har i Østfold målestokk en ganske stor populasjon av lavarten gubbeskjegg (NT) og på osp både i øst og vest ble det registrert en del lungenever og andre mindre kravfulle lavarter. Det ble funnet flere stokker med korallpiggsopp (NT) som ikke har så mange funn i Østfold. Trolig kan det være flere arter av både lav, sopp og insekter som er knyttet til gamle ospetrær eller død ved av osp i området. Hvit vedkorallsopp ble også funnet på ei ospelåg og svartsonekjuke ble registrert på ei granlåg. Den sørlige delen av den vestvendte lia som har rik vegetasjon kan ha et vist potensial for sjeldne og truede jordboende sopp.

*Tabell: Artsfunn i Kisselbergmosen NR utvidelse. Kolonnen **Totalt antall av art** summerer opp antall funn innenfor området. 0 betyr at artsfunnet ikke er tallfestet, men begreper som mye, en del, sparsomt, spredt o.l. er brukt. Det store tallet i kolonnen **Funnet i kjerneområde** henviser til hvilke kjerneområder arten er funnet. Det lille tallet angir hvor mange funn som er gjort i hvert kjerneområde. 0 betyr tekstlig kvantifisering. Små tall uten kjerneområdenummer angir funn utenfor kjerneområder.*

Gruppe	Vitenskapelig navn	Norsk navn	Rødliste-status	Totalt antall av art	Funnet i kjerneområde (nr)
Karplanter	<i>Viola mirabilis</i>	krattfiol			1
	<i>Lathyrus niger</i>	svarterteknapp			1
	<i>Lathyrus vernus</i>	vårerteknapp			1
	<i>Vicia sylvatica</i>	skogvikke			1
Lav	<i>Alectoria sarmentosa</i>	gubbeskjegg	NT		2
	<i>Lobaria pulmonaria</i>	lungenever			1 2
	<i>Nephroma parile</i>	grynvrenge			1
	<i>Parmeliella triptophylla</i>	stiftfiltlav			1 2
Sopper	<i>Hericium coralloides</i>	korallpiggsopp	NT		1
	<i>Junghuhnia luteoalba</i>	okerporekjuke			1
	<i>Lentaria epichnoa</i>	hvit vedkorallsopp	NT		1
	<i>Phellinus nigrolimitatus</i>	svartsonekjuke	NT		1
	<i>Phellinus populicola</i>	stor ospeildkjuke			1

Avgrensning og arrondering

Bortsett fra en nyere hogstflate helt i nord er hele undersøkelsesområdet inkludert i verneforslaget. Arronderingen er meget god med tanke på å bevare skogkvalitetene som finnes i tilknytning til Kisselbergmosen selv om noe arealer med fordel kunne vært inkludert sørøst for mosen hvor det er en del myr og myrkanntmark som ikke er inkludert i eksisterende verneområde. Arronderingen sikrer også på en god måte de tre naturtypelokalitetene som er kartlagt.

Andre inngrep

Det er ingen spesielle tekniske inngrep i området som veier og kjørespor. Flere steder påvirkes våtmarka fremdeles av gamle grøfter, men grøftinga er hverken svært utbredt eller spesielt dominerende i det undersøkte området. Det nordligste skogområdet som stikker som en landtunge ut i Kisselbergmosen har for lang tid tilbake vært skjøttet som slåtteeing. Her var det helt flat mark og det fantes ikke stubber. Skogen var hogstmoden med innslag av grov osp.

Vurdering og verdisetting

Lokaliteten skårer middels på urørthet kun trukket noe pga. av litt nyere hogstpåvirkning. Området skårer også middels på parameterne gamle bartrær, gamle løvtrær, vegetasjonsvariasjon, topografisk variasjon, treslagsfordeling og områdets størrelse. Det er ikke mye gamle bærtrær i området, men her trekker det opp til to stjerner at det finnes spredt med gammel furu over 300 år og en del grov granskog. For parameteren gamle løvtrær er det spredte forekomster av gammel osp som gir to stjerner. For parameteren vegetasjonsvariasjon er det de rike områdene i vest som bidrar til et større spenn i vegetasjonen enn de mer dominerende fattige typene. Området har også et spenn i vegetasjonstyper mellom fastmarksskog og våtmarkssystemer. Parameteren rikhet er isolert sett gitt én stjerne da andelen rik vegetasjon i området er ganske begrenset i areal. Både mengde død ved og kontinuitet i død ved er vurdert som lav og kun gitt en stjerne. Det er marginalt med edelløvtrær i området, men de få som finnes er ganske unge og parameteren er derfor gitt null stjerner. Området skårer kun en stjerne på artsmangfold da det kun er registrert noen få nær truete arter og at det aller meste av arealet neppe har veldig stort potensial for å huse flere sjeldne og truete arter. Unntaket er den vestvendte skråningen som kan huse interessante arter av både insekter og jordboende sopp. Områdets arrondering er vurdert som god for å ivareta dets naturkvaliteter og er derfor gitt tre stjerner.

Totalt vurderes området som regionalt verdifullt (***) og vil sammen med nærliggende område Risen vest og Svartvannet i sør utgjøre en verdifull samling skoglokaliteter i denne regionen.

Tabell: Kriterier og verdisetting for kjerneområder og totalt for Kisselbergmosen NR utvidelse. Ingen stjerner (0) betyr at verdien for kriteriet er fraværende/ ubetydelig. Strek (-) betyr ikke relevant. Se ellers kriterier for for verdisetting i metodekapittelet.

Kjerneområde	Urørthet	Død ved mengde	Død ved kontin.	Gamle bærtrær	Gamle løvtrær	Gamle edelløvtrær	Treslagsfordeling	Topografisk variasjon	Vegetasjonsvariasjon	Rikhet	Arter	Størrelse	Arrondering	Samlet verdi
1 Kisselbergmosen vest	***	**	**	**	**	*	**	**	**	**	**	-	-	**
2 Kisselbergmosen øst	***	*	*	**	*	0	*	*	*	0	*	-	-	*
Samlet vurdering	**	*	*	**	**	0	**	**	**	*	*	**	***	**

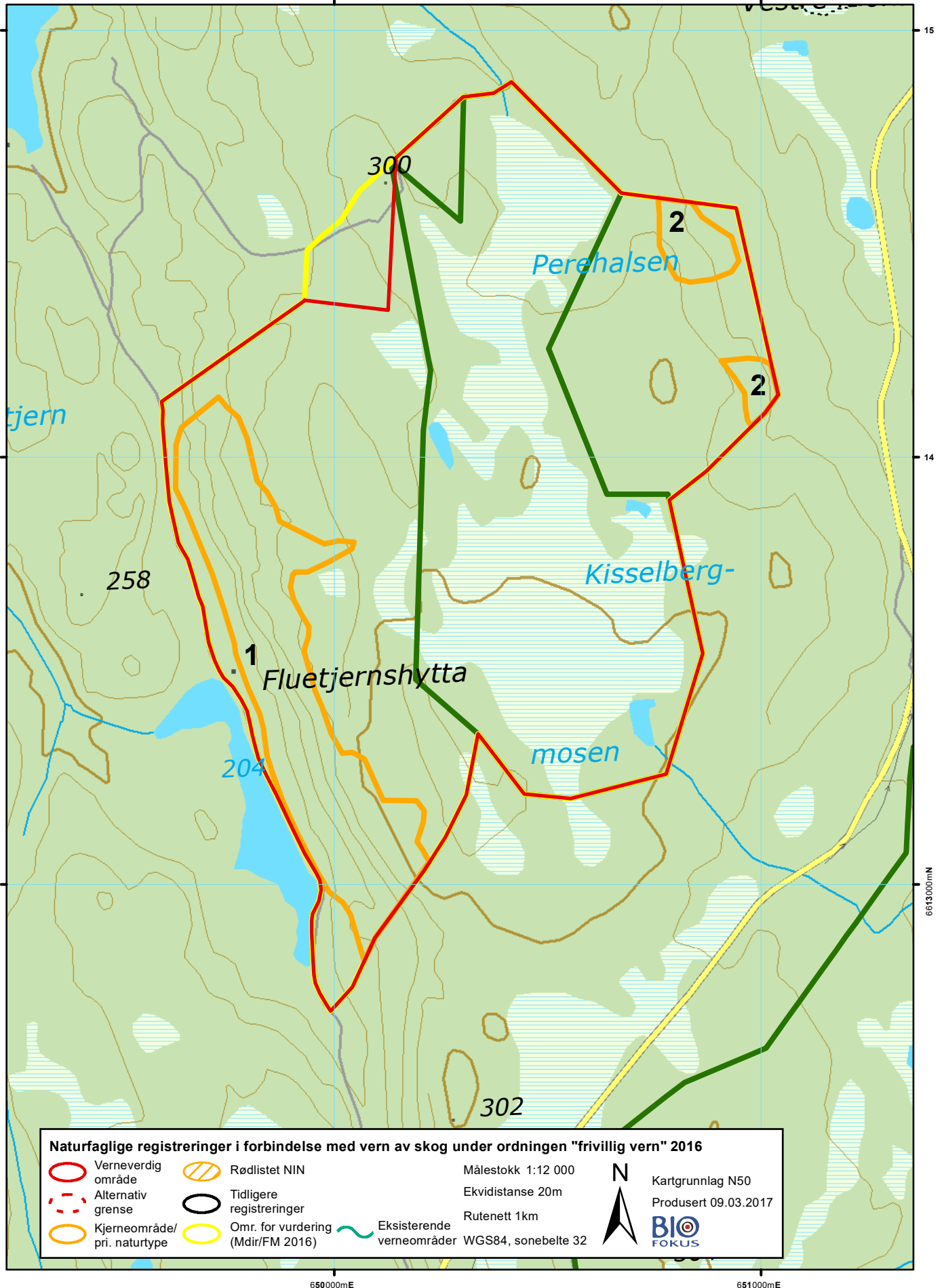
Referanser

Framstad, E., Blindheim, T., Erikstad, L., Thingstad, P.G. og Sloreid, S-E. 2010. Naturfaglig evaluering av norske verneområder. NINA rapport 535. 177 s. + vedlegg.

Framstad, E., Økland, B., Bendiksen, E., Bakkestuen, V., Blom, H. & Brandrud, T.E. 2003. Liste over prioriterte mangler ved skogvernet. – NINA Oppdragsmelding 769: 1-9.

Framstad, E., Økland, B., Bendiksen, E., Bakkestuen, V., Blom, H. og Brandrud, T.E., 2002. Evaluering av skogvernet i Norge. Fagrapport 54, NINA. 146 s.

Fylkesmannen i Østfold. 1977. Utkast til verneplan for myrer i Østfold fylke.



Bilder fra området Kisselbergmosen NR utvidelse



En eldre og seintvoksende furu ble målt til 340 år. Foto: Terje Blindheim



Tørre partier med furudominert skog i den vestvendte lia. Foto: Terje Blindheim



Død ved av osp i fuktig blåbærskog innenfor kjerneområde 1. Foto: Terje Blindheim



Sør i kjerneområde 1 er det rik lågurtskog med store mengder snerprørkvein og en del urter. Foto: Terje Blindheim

SKOGEN PÅ SETER SØNDRE, TRØGSTAD

VURDERING AV VERNEVERDIER

Ingvar Spikkeland



Spikkeland Naturinformasjon, Åmolen 31, 1870 Ørje
Tel. 971 99 326. E-post: ingvar.spikkeland@gmail.com
Bankgiro: 1050.11.16489. Org.nr. 980701999

Forord

På eiendommen Seter Søndre i Trøgstad skal en del av skogen fredes, og i den sammenhengen ble det gjennomført en befaring på eiendommen lørdag 10. juni. Rapporten gjør rede for resultatene av befaringen, og kommer med anbefalinger om hva som bør prioriteres ved en eventuell fredning.

Ørje, 26.6.2017

Ingvar Spikkeland
Biolog

Forsidebilde: Storvokst edelløvsog med bl.a. sommerek. Foto: Ingvar Spikkeland

Spikkeland Naturinformasjon, Åmolen 31, 1870 Ørje
Tel. 971 99 326. E-post: ingvar.spikkeland@gmail.com
Bankgiro: 1050.11.16489. Org.nr. 980701999

Kort beskrivelse av eiendommen og skogen

Eiendommen Søndre Seter er på ca. 460 da (figur 1). Det er noe uklart hvorvidt det området som er merket med spørsmålstegn på figur 1 hører med til eiendommen, men i så fall blir arealet ca. 655 da. I denne rapporten er det tatt utgangspunkt i arealet på 460 da. Den delen som er merket med spørsmålstegn er ikke besøkt, og vil ikke bli behandlet videre her.

Den vestlige delen av skogen som grenser ned mot Øyeren (ca. 80 da) ligger på ravinemark, stort sett i bratt terreng. Løsavsetningen her er marin leire, og god tilførsel av vann gir svært frodig skog i ravinene. Deler av denne skogen består av granplantinger i hogstklasse V, og er lite interessante ut fra et vernesynpunkt, mens resten er edelløvsskog med et godt utvalg av norske edelløvtrær.

Den skogteigen som ligger i øst (ca. 190 da), kan deles i to deler. Den østligste delen er en kolle med barskog på relativt lav bonitet, med høyeste punkt 225 m o.h. Skogen lenger vest ligger stort sett på marin leire, og består vesentlig av plantet granskog. Det finnes et lite innslag av raviner helt sørvest i denne skogteigen. Den østlige skogteigen ble ikke besøkt under befaringen, da det syntes nokså åpenbart at det er ravinelandskapet som er det mest interessante og verneverdige på eiendommen.

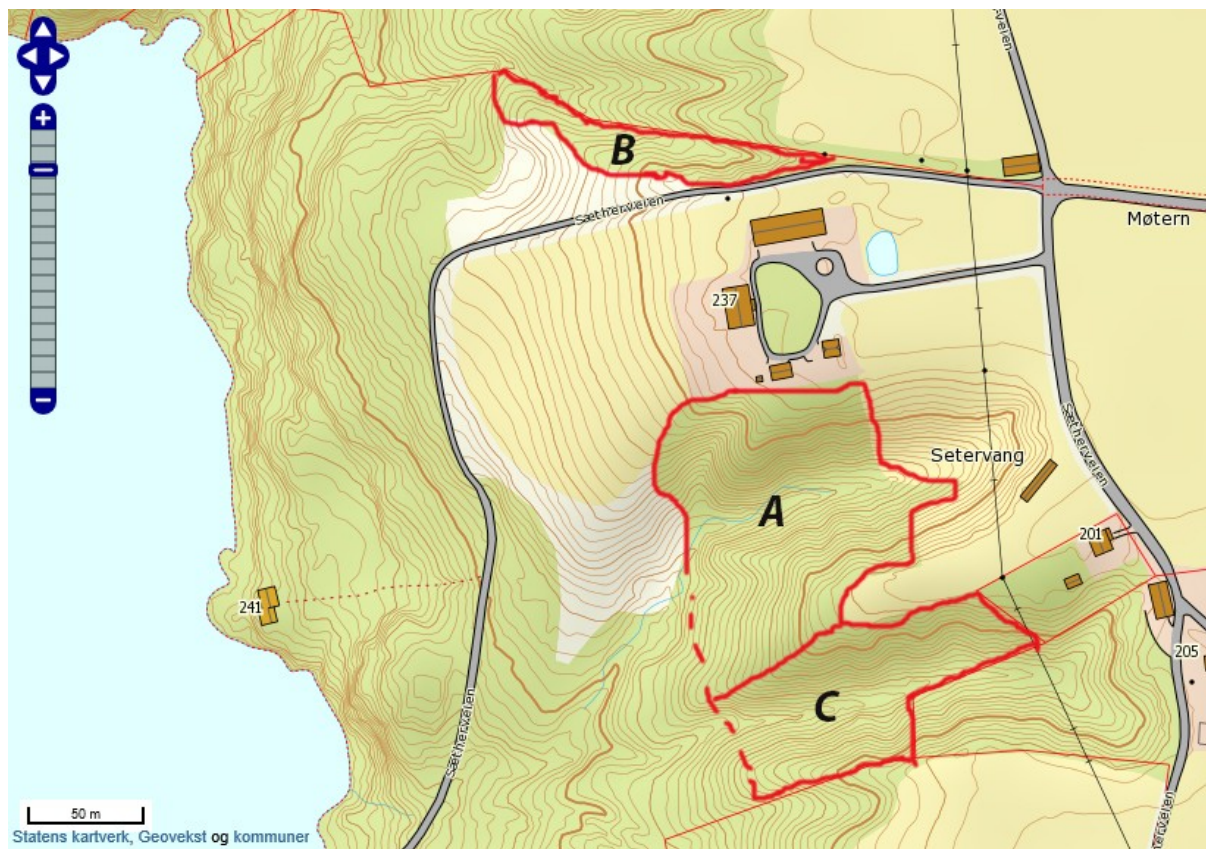


Figur 1. Søndre Seter i Trøgstad med eiendomsgrenser avmerket. Det er noe uklart hvorvidt den nordlige skogteigen som er merket med spørsmålstegn er en del av eiendommen.

Ravinelandskapet

Det ble foretatt en mer grundig befaring av ravinelandskapet fra husene på gården og ned til Øyeren, se figur 2. Nærmest Øyeren er ravinene tilplantet med granskog. Her er det stort sett svært fattig undervegetasjon, og denne delen av skogen vurderes ikke som verneverdig. Lenger opp vokser det intakt edelløvsskog på ravinene, med en rik undervegetasjon og etter alt å dømme en artsrik fuglefauna. Edelløvsskog i leirraviner er i utgangspunktet en svært verneverdig naturtype. Dessuten bidrar edelløvs skogen til å stabilisere leira i de bratte ravinene, og hogst av denne type edelløvsskog bør derfor ikke foretas.

Edelløvs skogen er delt inn i tre deler, A, B og C, avhengig av verneverdi. Område A ansees som det mest verneverdige. Dette området, som ligger like sør for husene på gården, grenser ikke mot naboeiendommer, og består av storvokst edelløvs skog av sommerekik, lind, ask, alm og hassel. Av disse står både ask og alm på den norske rødlista i kategorien *Sårbar (VU)*, på grunn av askeskudd- og almesyke som truer de norske bestandene. Undervegetasjonen består av vanlige karplanter for denne naturtypen, men inneholder ingen spesielt sjeldne arter. Av arter som ble registrert kan nevnes blåveis, engsnelle, firblad, krossved, skogstjerneblom, skogsvinerot, springfrø, vårkål, storklokke og trollbær i tillegg til mange andre vanlige arter. Ellers fantes det også bestander av korsblomsten dagfiol, som står på svartelista i kategorien *Lav risiko*. Plantene hadde imidlertid ganske breie stengelblad, og det er mulig at det var russedagfiol, som ifg. Artsdatabanken er kategorisert som en ikke-reproduserende, fremmed art i Norge, og derfor ikke er vurdert som svartelistet. Det er først og fremst den storvokste skogen av flere arter edelløvtrær som gjør skogen svært verneverdig. Området avgrenses mot vest (lenger nede) av plantet granskog, og omfatter egentlig to raviner, en større ravine i sør som løper sammen med en mindre ravine fra nordøst, Granskogen starter omtrent der ravinene løper sammen.



Figur 2. Ravinelandskapet på eiendommen Seter Søndre, med de mest interessante områdene avmerket.

Sør for område A ligger område C, som består av en tredje ravine som grenser inn til naboeiendom i sør. Dette området har ikke den storvokste edelløvs skogen som finnes i

område A, og det er også et noe større innslag av granskog, med gradvis overgang til rein granskog lenger nede. Det finnes også ganske store bestander av dagfiol i den sørvendte delen av ravinen. Totalt sett vurderes denne ravinen som mindre verneverdig enn område A, men det mest ønskelige vil likevel være å verne både område A og C som en enhet.

Område B består som de to andre områdene av ravine med edelløvsog. Også denne ravinen har edelløvsog bare i den øvre delen. Lenger nede overtar plantet granskog. I område B vokser svært mye storklokke, og i tillegg ble det funnet 2-3 tuer av den nordlige arten tyrihjelme, som er rødlistet i Østfold. Arten har bare noen få forekomster i fylket, og stort sett bare i raviner i Trøgstad og Askim. Den vokser i nordhellingen av ravinen i område B, ganske langt oppe. Dette er grunnen til at ravinen ansees som spesielt verneverdig, med prioritet etter område A. Alle ravinene har forøvrig forekomster av de rødlistede edelløvtrærne ask og alm.

Konklusjoner

Edelløvsog i ravinene ned mot Øyeren utmerker seg klart som de mest verneverdige skogsområdene på Seter Søndre. Her finnes ganske store innslag av de rødlistede edelløvtrærne ask og alm. I utgangspunktet bør all edelløvsog i leirraviner få stå i fred, men dersom en skal prioritere spesielle områder foran andre, vurderes område A (Figur 2) som mest verneverdig på grunn av den svært storvokste skogen av sommereik, alm, ask og lønn. Område B ansees for spesielt verneverdig på grunn av forekomsten av den regionalt rødlistede arten tyrihjelme, som har en svært liten og sårbar bestand her. Område C har større innslag av granskog, og grenser mot naboeiendom i sør. Den vurderes isolert sett som noe mindre verneverdig enn de to andre områdene, men den beste løsningen ut fra et biologisk synspunkt vil være å verne område C sammen med område A.

Skogen ved Seter gård: notat vedrørende biologisk mangfold og verneverdier

Endre Knudsen
18. august 2017

Bakgrunn

Foreliggende notat omhandler skogen tilhørende eiendommen Seter gård i Trøgstad kommune, postadresse Sætherveien 237, 1866 Båstad. Eiendommen er matrikkelført som Sæter Søndre Mellem, gnr./bnr. 142/7, og består ved siden av hovedteigen på 398,2 dekar av en mindre teig i Fet kommune, totalt 434,8 dekar. Sistnevnte har ikke vært befart av undertegnede, og dette notatet omhandler kun hovedteigen. Styret i stiftelsen Seter gård har ønsket en uttalelse vedrørende det biologiske mangfoldet og evt. verneverdier knyttet til skogen på eiendommen. Som fagbiolog (zoolog/økolog med spesialisering på fugl) har undertegnede foretatt befaringer på eiendommen i august 2015, mai og juni 2016, samt juni 2017. Notatet bygger på egne registreringer, prospekt fra Viken skog v/ Nils Amund Krog (utarbeidet i 2016) og rapport fra Ingvar Spikkeland datert 26. juni 2017 (Spikkeland 2017).

Generell områdebeskrivelse

Iht. AR5 markslagskart (Vedlegg 1) omfatter eiendommen 149,3 dekar (34,4%) fulldyrket jord og 254,7 dekar (58,6%) skog, hvorav 199,8 dekar er klassifisert som skog av høy bonitet, 54,0 dekar skog av lav bonitet og 0,9 dekar uproduktiv skog. Et område (ca. 55 dekar) i midtre del av eiendommen som er klassifisert som skog av høy bonitet ble iht. prospekt fra Viken skog avvirket i 2009, tilplantet med norsk gran, og fremstår i dag som en større hogsflate i tidlig gjengroingsfase. Gjenværende arealer med skog er gjennomgående intakte og preget av stort innslag av gamle og storvokste trær, stående og liggende død ved. Som følge av jordbruksutnyttelse og hogst framstår skogen på eiendommen som fragmentert, noe som forsterkes av at eiendommen er langstrakt i øst-vest-retning, men smal i nord-sør-retning. Sett i sammenheng med skogkledde områder på naboeiendommer i sør og nord, finner vi imidlertid større sammenhengende skogsområder i østre del av eiendommen og langs Øyeren, samt korridorer som reduserer fragmenteringen i øst-vest-retning noe.

Vestre skogsområde, fra Øyeren oppover mot Seter gård samt i ravinene nord og sør for gården, er i nedre del preget av blandingsskog av varierende alder samt noe plantet granskog, og oppover i ravinene av verneverdig edelløvskog. Denne delen av eiendommen er nærmere beskrevet i Spikkeland (2017). Om lag midt på eiendommen finner vi et område som i øvre del er preget av plantet gran. Dette området inkluderer også øverste del av tre sideraviner og en liten del av hovedravinen tilhørende et større ravinesystem som skjærer gjennom fem eiendommer i nord-sør-retning og ender i Øyeren ved munningen av Lundsåa. Skogen er ikke lenger intakt i den delen av hovedravinen som ligger innenfor eiendommen, og sideravinene er preget av gran i øvre del og økende innslag av edelløvtrær nedover. Umiddelbart sør for eiendommen finner vi et parti preget av edelløvskog, mens vi lenger nedover i ravinesystemet finner blandingsskog og til dels tette bestander av plantet gran. Skogsområdet i østlige del av eiendommen ligger på en liten kolle, og består i hovedsak av eldre furuskog, med gran i lavereliggende områder og i et plantet felt langs Sætherveien i nord. Skogen har et gjennomgående gammelt preg, med rikt innslag av død ved.

Tidligere registrerte verneverdier i området

Et søk i artsobservasjoner.no (Valland og Flåten 2015) ga ingen registreringer fra eiendommen, men et antall botaniske funn fra nærliggende eiendommer i sør (nordre og søndre Fjøs, Fjell, Lund), og nord (Flåtten og Nordre Seter). På sistnevnte eiendommer er det med utgangspunkt i støtteordninger for frivillig vern av skog blitt opprettet et naturreservat (Flåtten naturreservat, 89 dekar; Olberg 2011), med formål å "... bevare en bestemt type natur, nemlig en lavereliggende og høyproduktiv skog på marin leire i en intakt ravine." I Miljødirektoratets innsynsløsning Naturbase (Miljødirektoratet 2015) er det registrert 31 funn av 22 arter av særlig stor (truede arter, ansvarsarter og andre spesielt hensynskrevende arter) eller stor (kategori *NT nær truet*) nasjonal forvaltningsinteresse innenfor et område avgrenset av Øyeren i vest, riksvei 22 i øst, og 2 km i nordlig eller sørlig retning fra Seter gård. Innenfor eiendommens grenser, i de midtre deler av eiendommen like sør for Sætherveien nær Eikelund, ble det i september 2015 gjort funn av den truede (kategori *VU sårbar*) arten slåttemulle og den nær truede (kategori *NT nær truet*) arten gresshumle. Deler av en leirravine som i hovedsak ligger sør for eiendommen (men som såvidt krysser eiendommens sørlige grense) er registret som viktig naturbeitemark som bør inventeres grundigere (<http://faktaark.naturbase.no/naturtype?id=BN00091093>).

Av kulturminner er det registrert en automatisk fredet fangstgrop fra vikingtid-middelalder, som kom til syne under hogst og rydding av skogen i midtre-østlige del av eiendommen. Videre et tildekket funn av mulig kleberstein fra middelalderen, med uavklart vernestatus, mellom stabbur og uthus ved gården, samt en ikke fredet tradisjonlokalitet (tidligere antatt gravlokalitet, men trolig naturdannelse) nær veien ned mot Øyeren.

Vurdering av biologisk mangfold og verneverdier

Landskapet langs Øyeren er preget av ravinedaler på marine leiravsetninger. Dette er en naturtype som er rødlistet som truet (kategori *VU sårbar*; Lindgaard og Henriksen 2011), grunnet reduksjon på 30-50% (60-80% i Østfold) de siste 50 år (målt i lengde ravinedal). Eiendommen omfatter tre kortere ravinedaler i vest (nær gården) og øverste del av to større ravinesystemer i midtre og østre del. Ravinene i vest framstår som noenlunde intakte, den midterste er til dels preget av plantet gran på eiendommen og lenger nede i ravinesystemet, mens skogen er avvirket og området plantet til med gran i eiendommens del av den østligste ravinen. Raviner er dynamiske systemer som sterkt påvirkes av vanntilførsel, bakkeplanering og andre fysiske inngrep som skredsikring og bruk som fyllplass. Hogst og skogskifte er av mindre betydning for ravinen som sådan, men påvirker naturligvis i svært stor grad det biologiske mangfoldet i ravinen. Skog vil for øvrig kunne virke stabiliserende på leirmassene, og maskinell skogsdrift vil kunne utløse leirskred.

Av de større skogsområdene på eiendommen framstår edelløvs skogen i ravinene vest på eiendommen som mest verneverdig. Her finnes betydelig innslag av de rødlistede (truet; kategori *VU sårbar*) artene alm og ask, samt varmekjære edelløvtrær som sommerekik, lind og hassel (Spikkeland 2017). Rik edelløvs skog av hovedtypen alm-lindskog er en truet (kategori *LR hensynskrevende*) vegetasjonstype i Norge (Fremstad og Moen 2001, Direktoratet for naturforvaltning 2007). Artsrikdommen er stor, med et stort antall rødlistede sopp, moser og lav. Særlig gamle alme-, aske- og eiketrær utgjør biologiske 'hotspots' med leveområde for mange rødlistede arter. Innslaget av tyrihjelmsopp, som her er på sørgrensen av sin norske utbredelse, og kun har noen få forekomster i fylket, er også svært interessant. Tyrihjelmsopp er en såkalt ansvarsart for Norge, dvs. den norske bestanden antas å utgjøre 25% eller mer av den europeiske bestanden (jf. *Forskrift om utvalgte naturtyper*, <https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/forskrift-om-utvalgte-naturtyper/id643428/>).

Under befaring i ravinene på eiendommens vestlige del 10.06.17 ble det registrert ulikheter i markvegetasjonen mellom de to ravinene sør for gårdsbygningen, noe som kan skyldes ulik beitehistorikk. Ut fra kvadratmilkart nr. 57 fra år 1800 (lastet ned fra kartverket.no; Vedlegg 2) kan det synes som søndre ravine ligger i nordlige del av et større område med løvskog, mens nordlige ravine, i likhet med ravinene lenger mot nord, er tegnet inn mer åpent (antatt beitemark; Sævre

1984). Deler av edelløvslogen kan altså ha lang kontinuitet, noe som bidrar til høyt arts mangfold og er viktig for arter med lav spredningsevne (Nordén m.fl. 2014).

Det er ikke foretatt detaljerte botaniske registreringer i skogsområdet midt på eiendommen og i øst. I likhet med edelløvslogen i vest gir også disse skogsområdene et gammelt inntrykk, med betydelig innslag av død ved. Vegetasjonstypen er imidlertid mer typisk, med ravinedaler som til dels er tilplantet og karrigere furu- og granskog som trolig skiller seg lite fra nærliggende områder. Det ble registrert en del sportegn etter elg i det østlige skogsområdet, og området kan være viktig for spetter. Varsllende svartspett, grønnspett og flaggspett ble observert. Dette skogsområdet skiller seg fra de andre ved å være av en større størrelse og topografi som innbyr til rekreasjonsaktiviteter som skogstur, bær-/sopptur og jakt.

I jordbrukslandskapet i vestre del av eiendommen hekker det vipe (rødlistet med kategori *EN sterkt truet*), og det er observert syngende sanglerke (truet; kategori *VU sårbar*) og stær (kategori *NT nær truet*). Det er ikke med sikkerhet registrert rødlistede fuglearter spesielt knyttet til skog, men det er registrert musvåk på eiendommen og dvergspett i nærheten. Dette er arter som Miljødirektoratet har definert som spesielt hensynskrevende. Musvåk hekker i skog (fortrinnsvis løvskog), og ravinedaler utgjør et viktig leveområde for dvergspett i deler av østlandsområdet. Fuglelivet gir ellers inntrykk av å være normalt artsrikt, med innslag av litt mer uvanlige arter som gulsanger og stjertmeis i edelløvslogen i vest. For øvrig er det verdt å merke seg at flere arter som er vanlige i området likevel vil være ansvarsarter som Norge har et spesielt forvaltningsansvar for, siden vi har 25% eller mer av den europeiske bestanden.

Anbefalinger

Med utgangspunkt i at eiendommen allerede i stor grad er oppdyrket og betydelige arealer flatehogd, slik at gjenværende teiger med skog er fragmentert og av begrenset størrelse, burde all skog på eiendommen vært unntatt hogst. Det er likevel slik at det er mulig å gjøre prioriteringer ut fra særegenhet, arts mangfold og antatt verneverdi. Det blir da for Seter gård særlig viktig å ta vare på truede natur- og vegetasjonstyper. Ravinedaler på marine leiravsetninger og rik edelløvskog er slike.

Edelløvskog og edelløvtrær vest for Sætherveien der den går i nord-sør-retning øst for gården må under ingen omstendighet hogges. Dette omfatter da også områdene 9 og 10 i prospektet fra Viken skog. Det anbefales at man inntil videre avstår fra all hogst overhodet i dette området; selv om Spikkeland (2017) setter opp nærmere avgrensninger for verneverdige områder og en prioritering av disse, er det behov for nærmere kartlegging og undersøkelser av biologisk mangfold, samt avgrensning av områder og mulige skjøtselstiltak. En mulighet for vern vil f.eks. være å opprette strengt vern i form av naturreservat for ett eller flere kjerneområder, kombinert med en omkringliggende buffersone der man utfører skjøtselstiltak mht. eksisterende og framtidig edelløvskog.

Når det gjelder skogsområdet midt på eiendommen, faller dette delvis inn i øverste del av et stort ravinesystem. Eventuelle inngrep bør søke å opprettholde eksisterende vannsig til ravinen. Fortrinnsvis bør skog i og nær tilstøtende selve ravinen få stå (gjelder deler av område 8 i prospektet; område 7 kan trygt hogges).

I område 6 av prospektet, og delvis i område 5, finner vi øvre del av en lengre ravine med bekkefar i bunnen, som lenger nede møter ravinen nevnt over. Hogst er her ikke aktuelt, siden området allerede er flatehogd. Nær krysset i østre del av ravinen ligger det en fredet fangstgrop.

Skogen i østre del av eiendommen består av områdene 1–4 i prospektet. Område 3 og 4 er plantefelt med gran, og kan trygt avvirknes ut fra et biomangfoldsperspektiv. Område 1 og store deler av område 2 er gammel furuskog som trolig vil bruke lang tid på å regenereres ved eventuell hogst. Furuskogen går lenger nede over i blandingsskog med gran, og gran dominerer i de nedre deler. Skogen framstår som tidligere nevnt som gammel og til dels storvokst, og området må som helhet sies å være viktig for det lokale biologiske mangfoldet, ikke minst da det er en del av et større sammenhengende område med skog. Det har dermed også økt rekreasjonsverdi. Samtidig er det

foreløpig ikke noe som tyder på at dette området skiller seg vesentlig ut fra nærliggende større områder med samme vegetasjonstype. Såframt man ved eventuell hogst og rydding tar hensyn til det biologiske mangfoldet og det visuelle inntrykket, f.eks. fra naboeiendommer og riksvei i øst, kan hogst tillates i dette området.

Referanser

Direktoratet for naturforvaltning 2007. *Kartlegging av naturtyper - Verdisetting av biologisk mangfold*. DN-håndbok 13. 2.utgave.

Evju, M. (red.), Bakkestuen, V., Blom, H. H., Brandrud, T. E., Bratli, H., Nordén, B., Sverdrup-Thygeson, A. & Ødegaard, F. 2015. *Oaser for artsmangfoldet – hotspot-habitater for rødlistearter*. NINA Temahefte 61.

Fremstad, E og Moen, A. (red.) 2001. *Truete vegetasjonstyper i Norge*. Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet Vitenskapsmuseet. Rapport botanisk serie 2001-4

Lindgaard, A. og Henriksen, S. (red.) 2011. *Norsk rødliste for naturtyper 2011*. Artsdatabanken, Trondheim

Miljødirektoratet. 2015. *Bruerveiledning Naturbase kart. Versjon 16. februar 2015*. Miljødirektoratet, Trondheim

Nordén, B. Dahlberg, A., Brandrud, T.E., Fritz, Ö., Ernjaes, R. og Ovaskainen, O. 2014. Effects of Ecological Continuity on Species Richness and Composition in Forests and Woodlands: A Review. *Ecoscience* 21:34-45

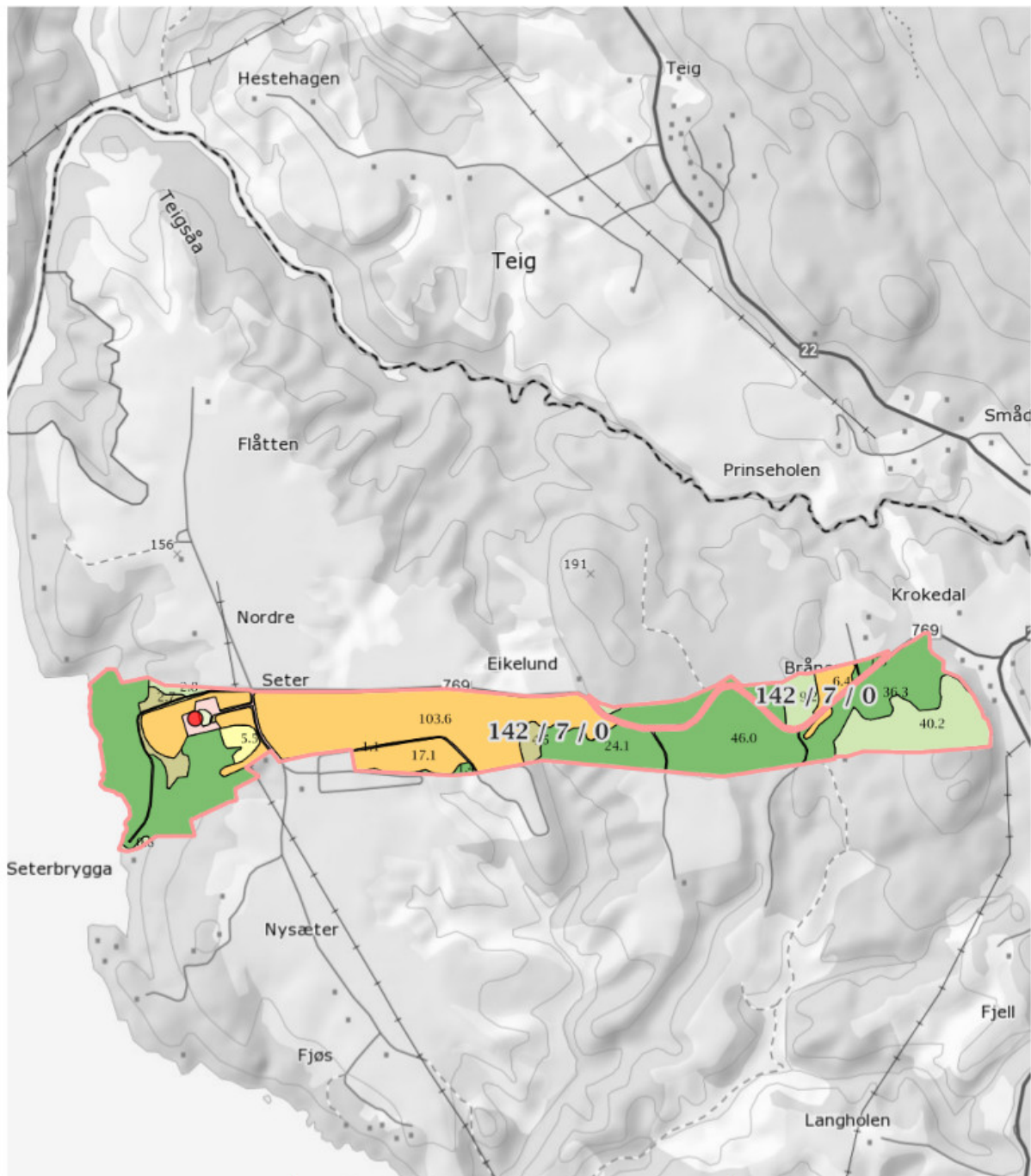
Olberg, S. 2011. *Naturverdier for lokalitet Flåtten, registrert i forbindelse med prosjekt Frivilligvern 2010*. NaRIN faktaark. BioFokus, NINA, Miljøfaglig utredning.

Spikkeland, I. 2017. *Skogen på Seter Søndre, Trøgstad: Vurdering av verneverdier*. Upublisert rapport, datert 26.06.2017

Sævre, R. 1984. Vegetasjonskart og vegetasjonshistorie i et kulturlandskap. S. 72-80 i Baadsvik, K. og Rønning, O.I. (red.) *Fagmøte i vegetasjonsøkologi på Kongsvoll 18-20.3.1984*. Det kgl. Norske videnskabers selskab, museet. Rapport botanisk serie 1984-7

Valland, N. og Flåten, M. (red.) 2015. *Artsobservasjoner. Brukerhåndbok. Versjon 1.0*. Artsdatabanken, Trondheim

Vedlegg 1. Kart over eiendommen, med inntegnede markslagsklasser og tilhørende arealer



<p>0 100 200 300m</p> <p>Målestokk 1 : 12500 ved A4 utskrift</p> <p>Utskriftsdato: 14.08.2017</p>	<p>Markslag (AR5) 13 klasser</p> <p>TEGNFORKLARING</p> <table border="1"> <tr><td></td><td>Fulldyrka jord</td><td>149.3</td></tr> <tr><td></td><td>Overflatedyrka jord</td><td>0.0</td></tr> <tr><td></td><td>Innmarksbeite</td><td>5.8</td></tr> <tr><td></td><td>Skog av særst høg bonitet</td><td>0.0</td></tr> <tr><td></td><td>Skog av høg bonitet</td><td>199.8</td></tr> <tr><td></td><td>Skog av middels bonitet</td><td>0.0</td></tr> <tr><td></td><td>Skog av lav bonitet</td><td>54.0</td></tr> <tr><td></td><td>Uproduktiv skog</td><td>0.9</td></tr> <tr><td></td><td>Myr</td><td>0.0</td></tr> <tr><td></td><td>Åpen jorddekt fastmark</td><td>14.2</td></tr> <tr><td></td><td>Åpen grunnlendt fastmark</td><td>0.0</td></tr> <tr><td></td><td>Bebygg, samt, vann, bre</td><td>10.8</td></tr> <tr><td></td><td>Ikke klassifisert</td><td>0.0</td></tr> <tr><td>Sum:</td><td></td><td>434.8</td></tr> </table>		Fulldyrka jord	149.3		Overflatedyrka jord	0.0		Innmarksbeite	5.8		Skog av særst høg bonitet	0.0		Skog av høg bonitet	199.8		Skog av middels bonitet	0.0		Skog av lav bonitet	54.0		Uproduktiv skog	0.9		Myr	0.0		Åpen jorddekt fastmark	14.2		Åpen grunnlendt fastmark	0.0		Bebygg, samt, vann, bre	10.8		Ikke klassifisert	0.0	Sum:		434.8	<p>Kartet viser en presentasjon av valgt type gårdskart for valgt eiendom. I tillegg vises bakgrunnskart for gjenkjenneelse. Arealstatistikken viser arealer i dekar for alle teiger på eiendommen. Det kan forekomme avrundingsforskjeller i arealtallene.</p> <p>Ajourføringsbehov meldes til kommunen.</p> <p>— Arealressursgrenser</p> <p>□ Eiendomsgrenser</p>
	Fulldyrka jord	149.3																																										
	Overflatedyrka jord	0.0																																										
	Innmarksbeite	5.8																																										
	Skog av særst høg bonitet	0.0																																										
	Skog av høg bonitet	199.8																																										
	Skog av middels bonitet	0.0																																										
	Skog av lav bonitet	54.0																																										
	Uproduktiv skog	0.9																																										
	Myr	0.0																																										
	Åpen jorddekt fastmark	14.2																																										
	Åpen grunnlendt fastmark	0.0																																										
	Bebygg, samt, vann, bre	10.8																																										
	Ikke klassifisert	0.0																																										
Sum:		434.8																																										
<p>GÅRDSKART 0122-142/7</p> <p>Tilknyttede grunneiendommer: 142/7</p> <p></p> <p>NIBIO</p> <p>NORSK INSTITUTT FOR BIOØKONOMI</p>																																												

Vedlegg 2. Utsnitt fra kart over kvadratmil nr. 57 (datert 1800)





Konsekvensutredning av naturmiljø ved Veden, Halden kommune.



Forord

Foreliggende rapport er laget på oppdrag fra Halden kommune. Halden kommune har startet arbeidet med endring av «Reguleringsplan for Veden» vedtatt i 2008. Planen regulerer et område i Tistedalen ved bredden av Femsjøen til skole/idrettsanlegg og friluftsmål.

Formålet med planarbeidet som er igangsatt er å legge til rette for utvidelse av eksisterende idrettshall, samt opparbeidelse av nytt areal til idrettsplass og parkering. Utvidelsesområdene går inn i arealer som i gjeldene reguleringsplan er regulert til Friluftsområder, samt som er definert som en viktig naturtype med gråor-heggeskog i Naturbase (Miljødirektoratet).

Utvidelsesområdet for idrettsplass/parkering ble foreslått tatt inn i kommuneplanens arealdel ved sist rullering i 2011. Fylkesmannen gikk da imot planen og nedla innsigelse bl.a. med bakgrunn i biologisk mangfold verdier i tilgrensende gråor-heggeskog. Etter mekling ble området tiltenkt utvidelse til idrettsplass og parkering akseptert av Fylkesmannen, under forutsetning av at det ved en eventuell senere regulering skulle foretas en grundigere konsekvensutredning (KU). Det er dette kravet om KU som ligger til grunn for utarbeidelse av foreliggende rapport.

Konsekvensutredningen gjengitt i denne rapporten gjelder tema naturmiljø/biologisk mangfold. Med grunnlag i egen feltbefaring/kartlegging, samt eksisterende data, blir det gitt en faglig vurdering av hvilke virkninger planlagte tiltak vil få på nevnte fagtema. Det blir også gitt forslag om avbøtende tiltak.

Undertegnede vil benytte anledningen til å takke Halden kommune ved Øivind Juel Kristiansen for oppdraget.

Fyresdal, 26.09.2016



Ole Roer

Forsidefoto: Tursti i Vaskogen. Foto Ole Roer

Faun rapport 026-2016:

Tittel:	Konsekvensutredning av naturmiljø ved Veden, Halden kommune
Forfattere:	Ole Roer og Kristine Våge
ISBN	978-82-93373-67-4
Tilgjengelighet:	Fri
Oppdragsgiver:	Halden Kommune
Prosjektleder:	Ole Roer
Prosjektstart:	23.06.2016
Prosjektslutt:	01.10.2016
Kvalitetssikrer:	Kristine Våge
Emneord:	Utbyggingsplaner, biologisk mangfold, naturtyper, rødlistearter, vurdering av verdi og -konsekvenser, avbøtende tiltak.
Sammendrag:	<p>Halden kommune har startet arbeidet med endring av reguleringsplan for Veden, med mål om å legge til rette for utvidelse av eksisterende idrettshall, samt opparbeidelse av nytt areal til idrettsplass og parkering.</p> <p>Konsekvenser av planlagte tiltak for biologisk mangfold er vurdert. Innenfor reguleringsområdet er det kartlagt to naturtypelokaliteter hhv. «Veden» vurdert å ha regional verdi, samt ei stor eik «Vevlen» vurdert å ha nasjonal verdi. Videre ligger del av et viltområde «Gjernesbukta», vurdert å ha nasjonal verdi i området. Konsekvensen for naturtypen «Veden» kategorisert som viktig gråor-heggeskog er vurdert som middels negativ pga. at planlagte tiltak vil medføre utbygging av 26 daa, tilsvarende ca. 25 % av lokaliteten. Av 26 daa planlagt utbygd berører 18 daa del av den mest verdifulle skogen innenfor lokaliteten. Konsekvensen for de to lokalitetene vurdert å ha nasjonal verdi, er vurdert som ubetydelig. Avbøtende tiltak i form av å spare kantsonen med skog mot Femsjøen, samt begrense ev. anleggsarbeid i hekketiden for fugl, er foreslått.</p>
Dato:	30.09.2016
Antall sider:	21

Kontaktopplysninger Faun Naturforvaltning AS:

Post:	Fyresdal Næringshage 3870 FYRESDAL
Internett:	www.fnat.no
Epost:	post@fnat.no

Kontaktopplysninger forfatter:

Navn:	Ole Roer
Epost:	or@fnat.no
Telefon:	97 66 55 17

Innhold

1. Innledning.....	4
2. Utbyggingsplaner	5
2.1 Beskrivelse av tiltak	5
2.2 Alternativer som skal utredes	5
3. Metode.....	5
3.1 Eksisterende datagrunnlag	6
3.2 Feltregistrering.....	6
3.3 Vurdering av verdier, virkninger og konsekvenser	6
4. Avgrensing av influensområdet	8
5. Status og verdi.....	9
5.1 Kunnskapsstatus naturmiljø	9
5.2 Naturgrunnet	11
5.3 Verdifulle naturtyper	12
5.4 Fugl og pattedyr.....	15
5.5 Verdivurdering biologisk mangfold	16
6. Virkninger av tiltaket	16
6.1 Omfang og konsekvenser av 0-alternativet.....	16
6.2 Omfang og konsekvenser av alternativ-A.....	16
7. Avbøtende tiltak.....	20
8. Kilder	21
Vedlegg 1: Verdisetting for biologisk mangfold	22

1. Innledning

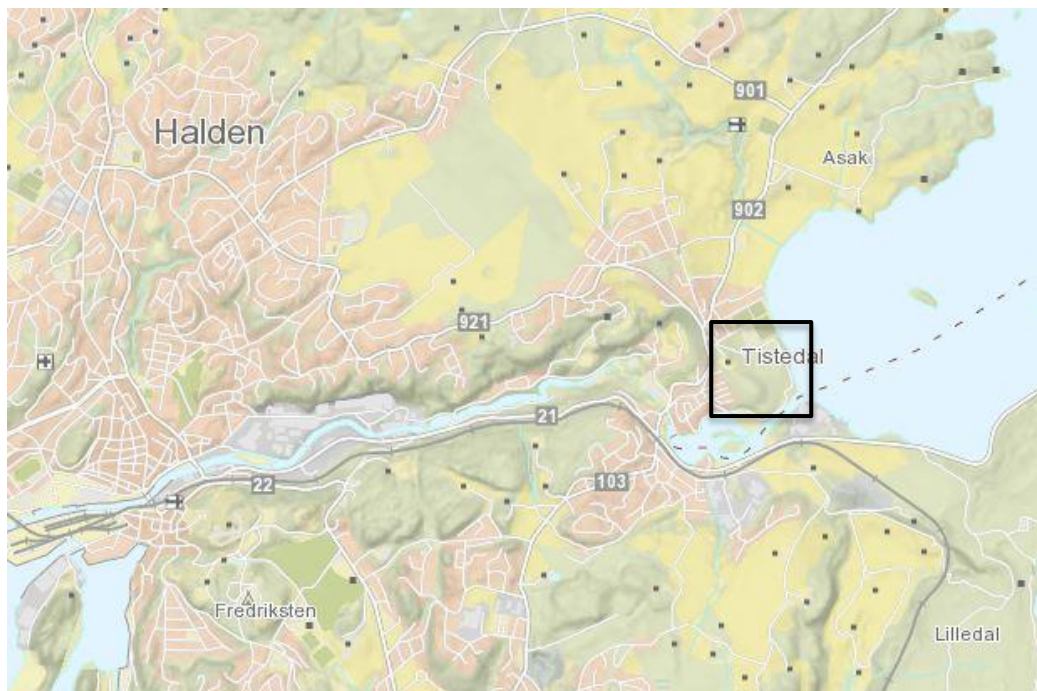
Halden kommune har et ønske om å legge til rette for utvidelse av eksisterende idrettsanlegg på Veden i Tistedalen og dermed endre arealformål fra friluftsmål til idrettsplass og parkering (Figur 1). Ved rullering av kommuneplanens arealdel (KPA) i 2011 ble det fra regionale myndigheter satt som forutsetning at det skal gjennomføres konsekvensvurdering dersom det nye utvidelsesområder for idrettsplass skal aksepteres.

Kommunen har satt i gang arbeidet med konsekvensanalyse av en rekke tema deriblant naturmiljø. Revidert planprogram – «Endring av reguleringsplan for Veden», datert 01.06.2016 angir retningslinjer for hvilke tema og alternativ som skal utredes.

Faun Naturforvaltning AS ble med denne bakgrunn engasjert av Halden kommune for å gjennomføre konsekvensutredning for naturmiljø i tilknytning til planene om utvidelse av eksisterende idrettsanlegg på Veden.

Foreliggende rapport har som målsetting å:

- beskrive naturverdiene ved Veden
- vurdere konsekvenser av planlagte tiltak for naturmiljø.
- vurdere behov for og virkning av avbøtende tiltak.



Figur 1. Planområdet beliggenhet i Tistedalen, Halden kommune.

2. Utbyggingsplaner

2.1. Beskrivelse av tiltak

Hovedhensikten med planarbeidet er å tilrettelegge for utvidelse av eksisterende idrettshall og etablering av nye ballbaner og parkeringsarealer innenfor OP3. Området OP3 har en størrelse på ca. 22 da. Eksisterende idrettshall planlegges utvidet mot vest, dette gjør at veiareal/ parkeringsareal og område for idrettsformål/skole må forskyves noe vestover, dvs. inn i område F5 – friluftformål. Område OP3 og F5 er vist i Figur 2.



Figur 2. Utsnitt fra kommuneplanens arealdel (2011-2023), som viser de planlagte utbyggingsområdene F5 og OP3.

2.2. Alternativer som skal utredes

0-Alternativet, dagens situasjon

0-alternativet vil være sammenligningsgrunnlaget for utredningen. Dette tar utgangspunkt i at området forblir slik det ligger i dag, dvs. uten etablering av nye ballbaner/parkering i området OP3 og uten at det tas i bruk nye arealer for utvidelse av idrettshallen.

Alternativ A: etablering av nye ballbaner og parkeringsareal innenfor område OP3, samt utvidelse av eksisterende idrettshall.

Det er ikke aktuelt å vurdere andre alternativer enn alternativ A.

3. Metode

”Kartlegging og verdisetting av naturmiljø/biologisk mangfold er basert på nasjonal metodikk for kartlegging av *spesielt viktige områder* for biologisk mangfold (Direktoratet for Naturforvaltning 1996; 2000; 2006). Kartlegging av naturtyper innenfor terrestrisk miljø er basert på DN-håndbok 13 - revidert versjon 2007 - med 56 prioriterte naturtyper av særlig verdi for biologisk mangfold, se vedlegg 1. Lokalteter som oppfyller kravene til naturtypelokaliteter verdisettes etter gitte kriterier til A, B og C-verdi.

For rødlistearter og kategorisering av disse henvises det til Henriksen & Hilmo (2015) hvor EN etter artsnavn viser at arten er vurdert som sterkt truet, VU sårbar og NT nær truet; se www.artsdatabanken.no".

3.1. Eksisterende datagrunnlag

Oversikt over avgrenset reguleringsområde fremgår av mottatt planprogram fra oppdragsgiver. Vurdering av status for biologisk mangfold innenfor influensområdet til planlagte tiltak er gjort på bakgrunn av egen feltbefaring gjennomført 19.07.2016, samt sammenfatning av eksisterende kunnskap. Det foreligger bl.a. mye data fra området i www.naturbase.no og på artskartdatabasen (www.artsdatabanken.no). Grov oversikt over geologiske forhold og løsmasser er hentet fra NGU sine databaser www.ngu.no. Data om klimatiske soner og gjennomsnittlig årsnedbør er hentet fra Moen (1998). For øvrige referanser og kilder, se referanseliste bakerst i rapporten.

3.2. Feltregistrering

Faun Naturforvaltning AS ved Ole Roer har gjennomført feltbefaringer i området i tilknytning til planlagte tiltak. Befaringen ble gjennomført 19.07.2016 under gode værforhold, se figur 3 for sporlogg fra befaringsrute. Utover begrenset mulighet til å registrere jordboende sopp, var befaringstidspunktet gunstig i forhold til å kunne identifisere karplanter, naturtyper, vegetasjonstyper, moser, lav og andre interessante arter.



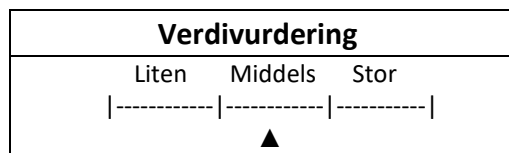
Figur 3. Sporlogg fra befaringsrute for Ole Roer 19.07.2016. Kartet fra MapSource, Garmin.

3.3. Vurdering av verdier, virkninger og konsekvenser

Foreliggende konsekvensvurdering er basert på en standardisert og systematisk tre trinns prosedyre for å gjøre analyser, konklusjoner og anbefalinger mer objektive og lettere å forstå. Håndbok V712 for konsekvensutredninger (Statens vegvesen 2014) er benyttet som metodegrunnlag for å vurdere verdier og virkningene for naturmiljø/biologisk mangfold.

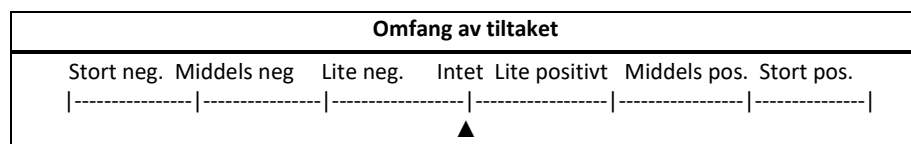
Verdi

Det første steget i konsekvensvurderingen er å beskrive og vurdere området sin verdi for biologisk mangfold. Verdien blir fastsatt langs en glidende skala som går fra "liten verdi" til "stor verdi" vist i figuren under. Verdisetting for biologisk mangfold følger retningslinjer som vist i vedlegg 1.



Omfang

I trinn 2 blir tiltakets virkningsomfang vurdert og beskrevet for biologisk mangfold. Omfanget er et uttrykk for hvor stor negativ eller positiv påvirkning det aktuelle tiltaket har på områder/miljøer som er verdivurdert. Virkningene blir vurdert langs en skala fra "stort negativt omfang" til "stort positivt omfang" vist i figuren under. Omfanget vurderes i forhold til dagens situasjon (0-alternativet). Vurderingen skal beskrives og begrunnes i hvert enkelt tilfelle.



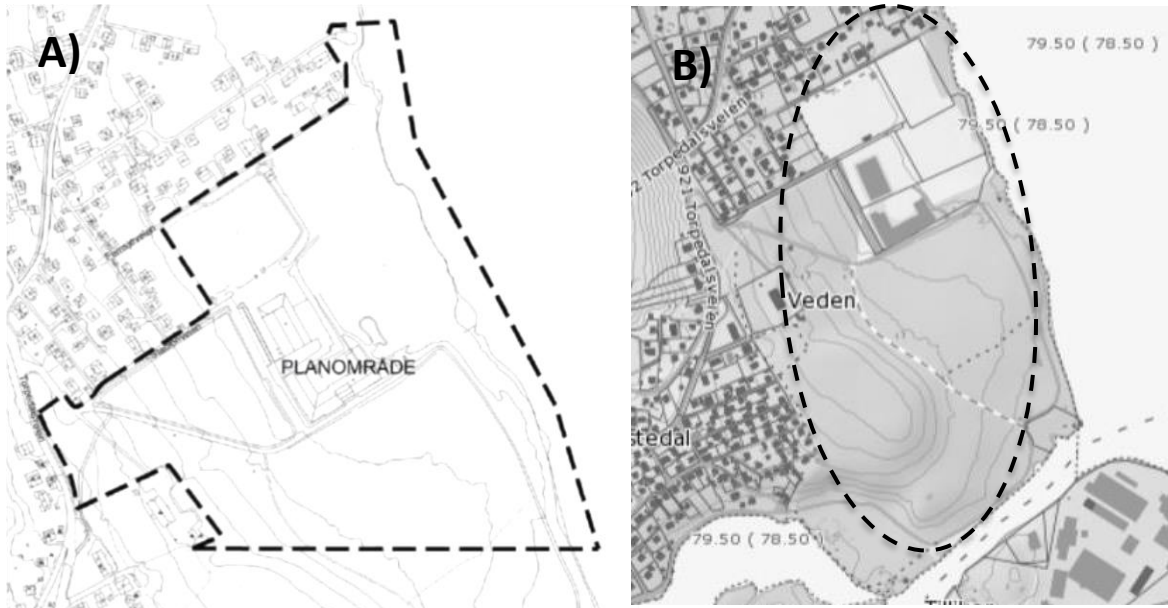
Konsekvens

Tredje og siste trinn i konsekvensvurderingene består i å kombinere verdien av området med omfanget av tiltaket på områder som er verdivurdert. Da kommer en frem til den samlede konsekvensen av tiltaket. Dersom verdien er stor kan konsekvensen likevel bli liten dersom tiltakets omfang er lite/ubetydelig osv. Den samlede konsekvensen av tiltaket vurderes langs en nidelt skala fra "svært stor negativ (----)" til "svært stor positiv konsekvens (++++)", se konsekvensvifte under. (Statens vegvesen 2014).

Verdi ingen verdi	Verdi		
	Liten	Middels	Stor
Omfang	Stort positivt	Meget stor positiv konsekvens (++++)	Stor positiv konsekvens (+++)
	Middels positivt		
Lite positivt	Lite positiv konsekvens (+)	Lillegdelig (0)	
Intet omfang	Liten negativ konsekvens (-)		
Lite negativt	Middels negativ konsekvens (--)	Stor negativ konsekvens (---)	
Middels negativt	Meget stor negativ konsekvens (----)		
Stort negativt			

4. Avgrensning av influensområdet

Tiltaksområdet består av alle områder som blir direkte fysisk påvirket ved gjennomføring av det planlagt tiltak dvs. de planlagte utbyggingsområdene. De planlagte utbyggingsområdene som omfatter hele OP3 og del av F5, er vist i figur 2. Avgrensning av hele planområdet for planlagte reguleringsendring er vist i figur 4A. Influensområdet omfatter tiltaksområdet, samt de tilstøtende områder der tiltaket vil kunne ha en effekt. Her er influensområdet definert som planområdet inkludert Vaskogen, som ligger sør for planområdet (Figur 4B).



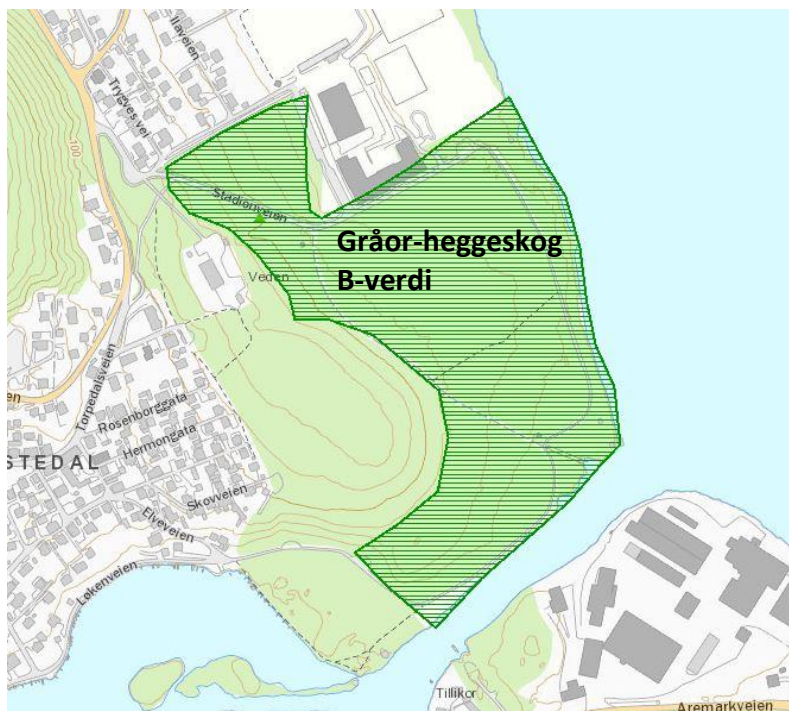
Figur 4. A) Avgrensning av planområdet, tilsendt av Halden kommune B) Influensområdet inkluderer planområdet og Vaskogen sør for planområdet (omtrentlig markert med stiplest sirkel).

5. Status og verdi

5.1 Kunnskapsstatus naturmiljø

Naturtyper

Naturbase og artskart er per september 2016 kontrollert for eksisterende registreringer. Halden kommune har tidligere gjennomførte naturtypekartlegging etter DN-håndbok 13 (Wergeland Krog & Laugsand 2010). Ved nevnte kartlegging ble lokaliteten Veden, som ligger i reguleringsområdet, kartlagt som en viktig gråor-heggeskog (Figur 5). I beskrivelsen er naturtypen omtalt til i hovedsak å bestå av gråor-heggeskog, hvor mesteparten av arealet er i sen gjengroingsfase. Det er opplyst om at lokaliteten har innslag av en rekke treslag som; svartor, bjørk, alm (VU), eik, hassel, lind, bøk, spisslønn, osp og selje. Det er og vist til at det foreligger belegg av 81 arter av sopp fra lokaliteten ved herbariesamlingene ved Botanisk museum, UiO (Artskart). I artskartdatabasen foreligger også informasjon om registrerte karplanter og insekter fra lokaliteten.



Figur 5. Viser avgrensning av eksisterende naturtype Veden (BN00069680). Kilde; naturbase utskrift 26.09.2016

Fugl, pattedyr og amfibier

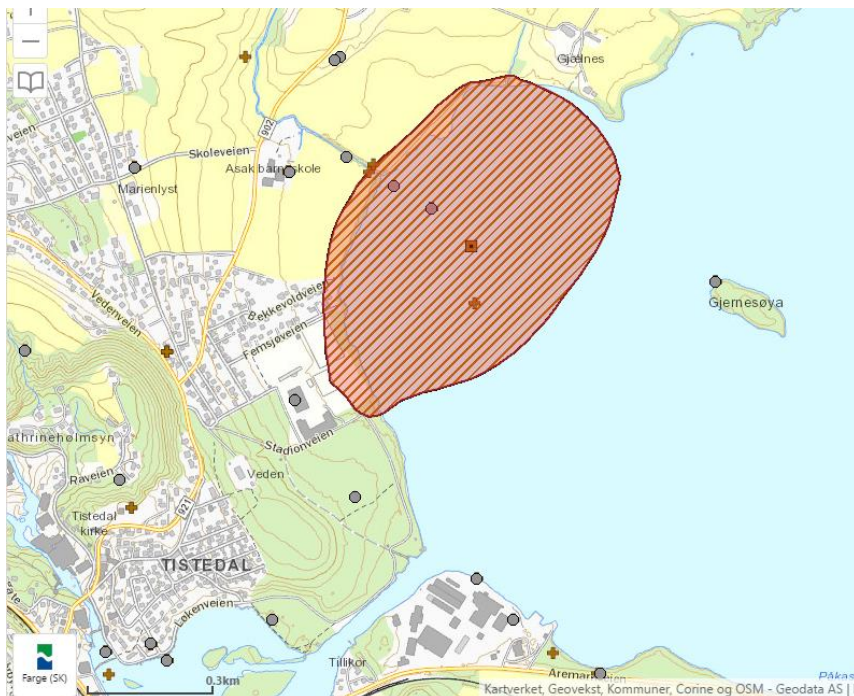
I artskartdatabasen foreligger en rekke fugleobservasjoner både innenfor naturtypen Veden og i nærområdene, hvorav flere arter er rødlistet. Av rødlistarter registrert i området kan nevnes stær (NT), gulspurv (NT), hønsehauk (NT), rosenfink (VU), fiskeørn (NT), dvergdykker (VU), fiskemåke (NT), hettemåke (VU), storspove (VU), sandsvale (NT), taksvale (NT) og sanglerke (VU).

NOF lokallag Halden opplyser om at Vaskogen huser et stort antall arter av spurvefugl og sangere. De siste 5 årene er det registret hele 58 fuglearter i området (Bukholm 2016). De trekker spesielt frem området betydning som hekkebiotop for dvergspett og isfugl, samt

betydningen av kantsonen mot Femsjøen også som skjul for fiskeørn som jakter i strandsonen utenfor reguleringsområdet. Dvergspetten har tidligere vært rødlistet, men er nå vurdert til å ha en livskraftig bestand i Norge (Henriksen & Hilmo 2015). Likevel er dette en art med nasjonal forvaltningsinteresse. Dvergspetten prefererer generelt gammelskog med god tilgang på død ved (Lislevand mfl. 2009).

Båtvik (2008) omtaler også Vaskogen som en rik fuglebiotop hvor bl.a. flere par gulsangere er registrert, samt at området utgjør et av de første funn av hekkende kjernebiter i Østfold.

I naturbase er Gjernesbukta markert som et verdifullt viltområde vurdert som svært viktig pga. lokalitetens betydning som raste- og beiteområde vinterstid for svartand (NT), ærfugl (NT), sangsvane og storskarv. I artskart foreligger også mange registreringer av fugl fra denne lokaliteten, hvorav flere rødlistede arter. Avgrenset lokalitet på 408 daa berører planområdet for Veden (Figur 6).



Figur 6. Viser avgrensning av fuglelokaliteten Gjernesbukta (BA00011457). Kilde; naturbase utskrift 26.09.2016

Når det gjelder amfibier er slettsnok (NT) tidligere registrert i området (Artskart). Videre nevnes at Båtvik (2008) registrert et fuktområde/ mindre dam i nærheten av idrettshallen med forekomst av småsalamander, frosk og padde. Småsalamander har tidligere vært rødlistet, men er nå vurdert til å ha en livskraftig bestand i Norge. Det ble gjort søk etter omtalte amfibiedam ved egen feltbefaring, uten resultat dvs. ingen dam ble funnet i området i 2016.

Av pattedyr nevnes at hare (NT) er registrert i området (Artskart).

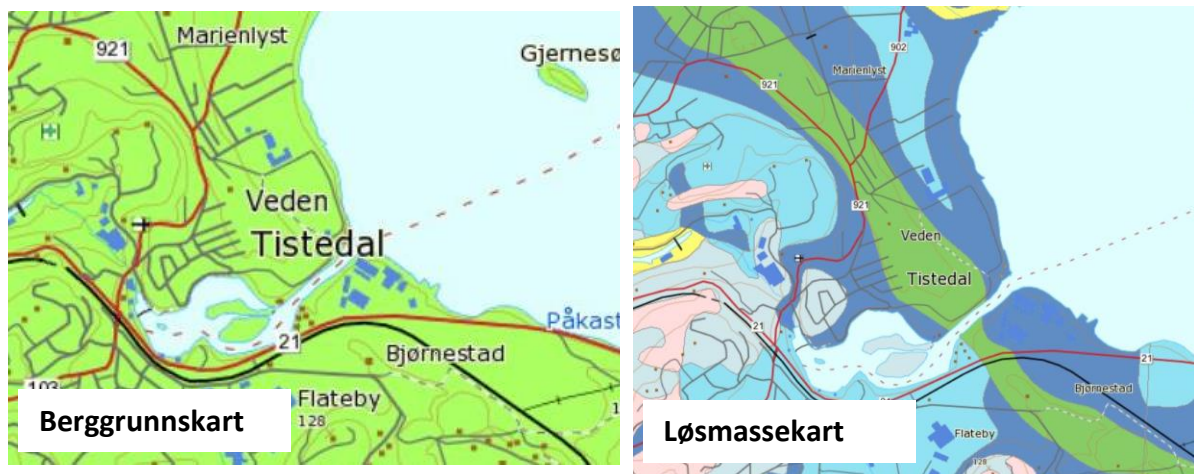
5.2 Naturgrunnlaget

Klima og vegetasjonsgeografi

Planområdet ligger langs bredden av Femsjøen i ei slak østvendt lise. Området ligger i boreonemoral vegetasjonssone, O2-klart oseaenisk vegetasjonsseksjon.

Berggrunn og løsmasser

Berggrunnen består av glimmergneis, glimmerskifer, metasandstein og amfibolitt (www.ngu.no). Løsmassene innenfor planområdet består av marine strandavsetninger og morenemateriale. Amfibolitt og marine avsetninger gir normalt grunnlag for artsrik vegetasjon.



Figur 7. Viser grovt oversikt over fordeling av berggrunn og løsmasser i området. Kart hentet fra NGU-2016 (www.ngu.no).

Menneskelig påvirkning

Veden har tidligere vært et gammel industriområde hvor det hovedsakelig har vært tømmerindustri. Lange rekker med fundamenter for trelaststabler er fremdeles synlige i området. Vaskogen er i dag et mye brukt turområde med et nett av turstier og flere opparbeidede rasteplasser. På kollen sør for Veden gård er det i nyere tid deponert store mengder fyllmasse/sprengstein. Her vokser yngre fattig furuskog som utgjør grense mot vest for registrerte gråor-heggeskog. Av annen påvirkning nevnes hogst, samt forekomst av fremmede arter som mongolspringfrø, kanadagullris, rødhyll og plantanlønn som sprer seg i området. Deponering av hageavfall nær bebyggelsen, kan bidra til spredning av ytterligere fremmede arter.



Figur 8. Eksempler på menneskelig påvirkninger i influensområdet. Vaskogen er et mye brukt turområde med anlagt nett av turstier og bålpluss. Det forekommer også mange spor etter tidligere tømmerindustri.

5.3 Verdifulle naturtyper

Kartlegging av naturtyper innenfor terrestrisk miljø har som mål å identifisere verdifulle naturtyper i henhold til DN-håndbok 13-2006. Naturtypelokaliteten Veden verdsatt til B-verdi, er tidligere registrert i området (kap.5.1). For å få mest mulig nøyaktig avgrensning av tidligere registrerte lokalitet, samt oversikt over naturverdiens verdi og fordeling i området, er ny feltbefaring gjennomført. Med grunnlag i egen feltbefaring og ortofoto (kilden), er det gjort justeringer av grenser og utarbeidet ny beskrivelse for naturtypen. Oversikt over registrerte naturverdier innenfor influensområdet til planlagte tiltak følger under.

Naturtype: Veden

Kommune:	Halden	Naturtype:	Gråor-heggeskog- Liskog og raviner
Dato reg.:	19.07.2016	Veg.sone:	Boreonemoral- O2-Klart oseanisk seksjon
Registrant:	Ole Roer	Høydelag:	79 - 110 moh
Areal:	105 daa	BM-Verdi:	Viktig (B-verdi)

Innledning: Lokaliteten ble registrert i 2016 av Ole Roer, Faun Naturforvaltning, i forbindelse med konsekvensutredning for tema naturmiljø tilknyttet planlagt endring av reguleringsplan for området Veden. Lokaliteten har fått justerte grenser og erstatter delvis naturtypelokaliteten «Veden» i Naturbase (BN00069680).

Beliggenhet/avgrensning/naturgrunnlag: Skoglokalitet langs sørvestre bredde av Femsjøen ved utløpet til elva Tista. Lokaliteten ligger i en slak østvendt lside og er avgrenset mot bebyggelse og skole/idrettsanlegg i nord, mot vassdraget i sør/øst og mot fattig furuskog i vest. Berggrunnen består av glimmergneis, glimmerskifer, metasandstein og amfibolitt. Løsmassene består av marine strandavsetninger og morenemateriale stedvis med stor mektighet. Område utgjør del av Vedenraet (NGU 2016).

Naturtyper, utforminger og vegetasjonstyper: Mosaikk av gråor-heggeskog og gråor-almeskog i omtrent 70/30 fordeling. Rett øst for Veden gård inngår mindre areal (< 5%) med mosaikk mot lavurt-eikeskog. Her forekommer bl.a. ei grov eik med stammediameter på ca. 1,5 meter registrert i Naturbase (BN00107774). Med unntak av midtre del av lokaliteten, hvor tresjiktet nær utelukkende består av yngre gråor med stammediameter rundt 15-20 cm (ca. 25 % av arealet), er tresjiktet heterogent. Innslag av gråor, hegg, bjørk, selje, alm (VU), spisslønn, platanlønn, svartor, ask (VU), eik, hassel, osp, lind, gran og furu er notert. Største delen av arealet består av yngre skog i gjengroingsfase over et gammelt industriområde tidligere dominert av tømmerindustri. Stedvis inngår enkeltrær av grøvre dimensjoner. Best utviklet er gråor-heggeskogen i mosaikk med gråor almeskog i nordre del av lokaliteten, nord for den første turstien som krysser øst-vest. Her står høyvokst gråor med stammediameter opp til 30 - 40 cm, samt selje, bjørk, alm og lønn opp til 50 cm stammediameter. Av bjørk, selje og eik finnes et fåtall enkeltrær med stammediameter > 50 cm. Nordre del av lokaliteten har også relativt mye dødved i tidlig nedbrytningsfase etter pågående selvtynning. Kontinuitet i dødved mangler. I nord inngår stedvis et tett busksjikt av hegg. Feltsjiktet er ikke spesielt rikt, noe som gjelder for hele naturtypen. Springfrø, villrips, skogbingel, firblad, krossved, rød jonsokblom, skogsvinerot, skogstorkenebb, trollbær, markjordbær, gjerdevikke, vedelrot og kratthumbleblom er notert. Små planter av ask inngår stedvis i feltsjiktet. Partivis domineres feltsjiktet av bringebær og stornesle. Sydøst i lokaliteten nord for gammel tømmerlipp, inngår et parti på rundt 10 daa med dominans av svartor med stammediameter opptil 40 cm. I

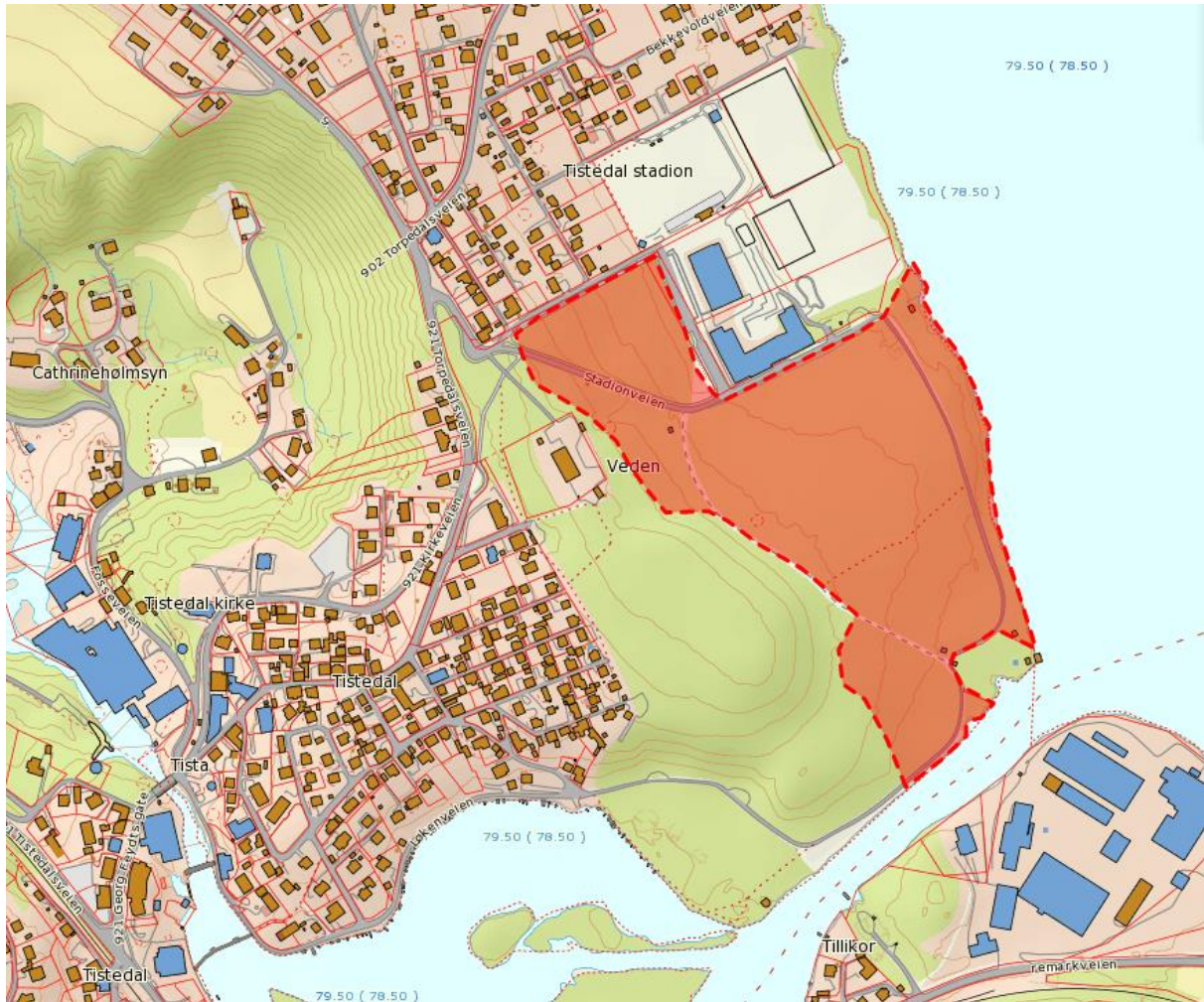
skråning ut mot Femsjøen øst i lokaliteten inngår også enkelte grove selje, bjørk, furu og lind. Den grovste selja med stammediameter rundt 1,1 m, ble registrert rett vest for opparbeidet bål plass i sørlige del.

Artsmangfold: Av rødlistearter er alm (VU), ask (VU), hare (NT), stær (NT) og gulspurv (NT) registrert. Lokaliteten har en artsrik fuglefauna med mange registrerte arter. Verdt å nevne er at området er en kjent hekkebiotop for dvergspett. Isfugl har også hekket i området i seinere tid (Artskart, Bukholm 2016). I artskart foreligger registrering av flere rødlistede fuglearter fra området. Området har potensial for rik insektfauna tilknyttet dødved. Lokaliteten ha også et visst potensial for sjeldne vedboende og jordboende sopp, selv om dette regnes som mer begrenset. Mangel på kontinuitet i dødved, sammen med få eik, hassel og lindetre er medvirkende for denne vurderingen. Det foreligger belegg av mange råtevedsopp fra lokaliteten, men ingen av de registrerte artene er rødlistet (Artskart). Potensiale for sjeldne lav og mose vurderes som begrenset med bakgrunn i rikhet og skogens alder.

Bruk, tilstand og påvirkning: Vaskogen er et mye brukt rekreasjonsområde med et nett av opparbeidede turstier. Sporene fra tidligere tømmerindustri bl.a. fundamenter for trelaststabler, er fremdeles synlige over store deler av området. Det er også eldre stubber fra tidligere hogst i området. Nord i lokaliteten er det stedvis deponert hageavfall og søppel.

Fremmede arter: Platanlønn, rødhyll, mongolspringfrø og kanadagullris er registrert i området.

Verdibegrunnelse: Verdivurderingen er basert på lokaliteten størrelse, registrerte rødlistearter hvorav flere i kategorien sårbar (VU), samt artsinventaret i området. Området utgjør en artsrik fuglebiotop, samt har stedvis relativt høy forekomst av dødved. I tillegg finnes innslag av grøvre enkeltrær både av boreale lauvtre og edellauvtrær. Totalt vurderes lokaliteten som **viktig** (B-verdi).



Figur 9: Viser ny avgrensning for naturtypelokaliteten «Veden».

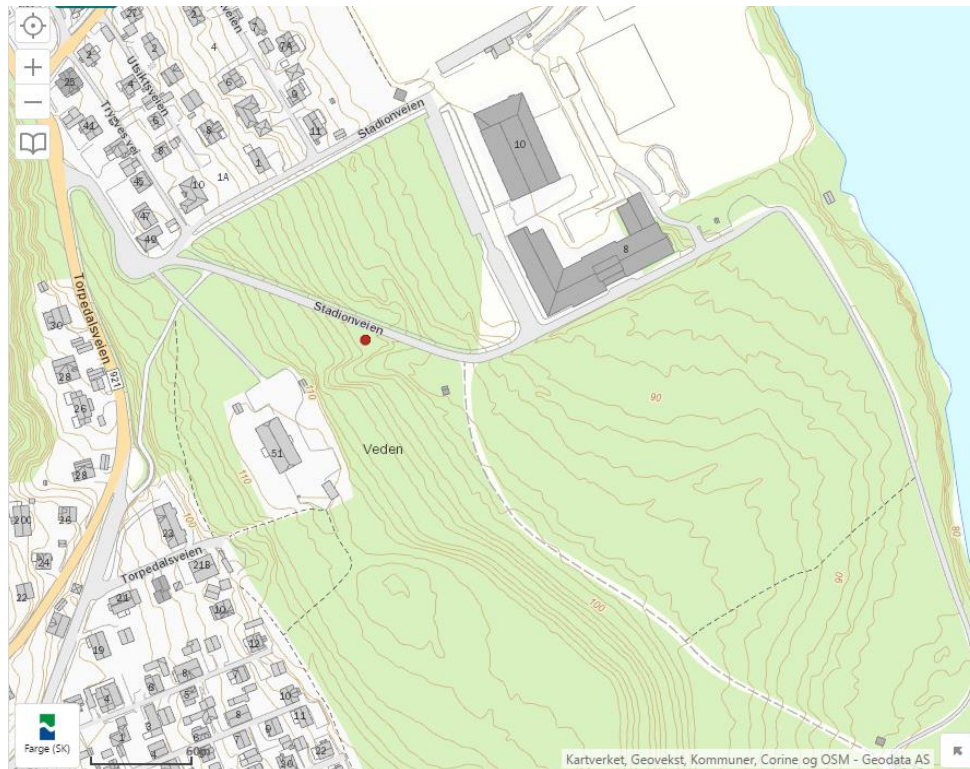


Figur 10: Bildene viser tett busksjikt av hegg nord i naturtypen (venstre), samt den groveste selja i området med diameter på drøye 1 meter nær opparbeidet bål plass sør i lokaliteten (høyre). Fotos: Ole Roer

Naturtype: Vevlen (BN00107774)

Kommune:	Halden	Naturtype:	Store gamle trær -Eik
Dato reg.:	12.10.2010	Veg.sone:	Boreonemoral- O2-Klart oseanisk seksjon
Registrant:	Jørn Bøhmer Olsen	Høydelag:	100 moh
Areal:	0 daa	BM-Verdi:	Svært viktig (A-verdi)

Fra tidligere er det registret ei grov eik med stammediameter på ca. 1,5 meter som inngår i avgrenset gråor-heggeskog. Grove hule eiketre (U03) er en utvalgt naturtype. Lokalisering av nevnte eiketre fremgår av kartet under.



Figur 11: Viser lokalisering av utvalgt naturtype grov hul eik (rød sirkel). Kilde; naturbase utskrift 28.09.2016.

5.4 Fugl og pattedyr

Gjernesbukta (BA00011457) er med bakgrunn i data fra midt på 1990-tallet, avgrenset som et svært viktig raste- og beiteområde for andefugl (Figur 6). Avgrensning og verdi for lokaliteten er ikke nærmere vurdert ved egen feltbefaring. Med grunnlag i artskartdatabasen hvor det foreligger mange observasjoner av ande- og vadefugl fra lokaliteten også i seinere år, inkludert forekomst av flere rødlistede arter, opprettholde samme avgrensning og verdi som i naturbase.

Naturtykelokaliteten Veden utgjør en artsrik fuglebiotop med et stort antall sangere og spurvefugl. Dvergspett og isfugl er registrert hekkende innenfor lokaliteten (Artskart). I følge Bukholm (2016) er det registrert hekkeplass for isfugl i kantsona mot Femsjøen øst i området. Av rødlistearter antas stær (NT) og gulspurv (NT) og hekke i området årlig. I tillegg benytter flere rødlistede fugl lokaliteten som del av større leveområder (Kap.5.1). Lokaliteten utgjør også en god biotop for flere pattedyrarter. Ved egen feltbefaring ble hare (NT) observert to

ganger, det ble også registrert grevlinghi i sørøstlig del av arealet betegnet OP3 (Figur 2). Videre kan nevnes at det ble observert flere sporregn etter rådyr.

5.5 Verdivurdering biologisk mangfold

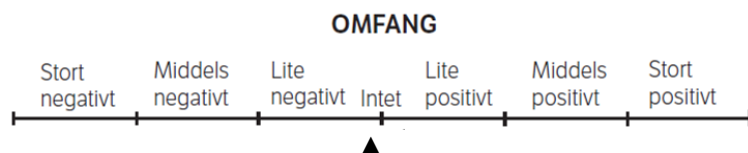
Innenfor planområdet er det registret tre spesielt viktige områder for biologisk mangfold i form av naturtypelokalitetene «Veden» og «Vevlen» (stor eik) (kap.5.3), samt vilt-/fugleområde «Gjernesbukta» (Kap.5.4).

Naturtypen «Veden» bestående av gråor-heggeskog er vurdert som viktig, B-verdi. Øvrige to verdivurderte lokaliteter er vurdert som svært viktig, A-verdi.

6. Virkninger av tiltaket

6.1 Omfang og konsekvenser av 0-alternativet

Om planlagte tiltak ikke blir gjennomført antas de registrerte naturtypelokalitetene å forbli tilnærmet som i dag. Hogst innenfor lokaliteten Veden kan forekomme, men antas å få mindre omfang som ikke vesentlig foringer naturverdiene i området. Økt alder på skogen vil på sikt bidra positivt for biologisk mangfold. Spredning av fremmede arter og fortsatt deponering av hageavfall med mulighet for spredning av nye svartelistearter, kan få svak negativ virkning på naturverdiene innenfor lokaliteten. Den grove eika «Vevlen» og fuglelokaliteten «Gjernesbukta» forblir som i dag. 0-alternativet vurderes ut fra dette å ha *lite/intet negativt omfang* for biologisk mangfold.



Konsekvens

Med bakgrunn i verdi og virkningsomfang vurderes den samlede konsekvensen for biologisk mangfold av 0-alternativ til ubetydelig.

6.2 Omfang og konsekvenser av alternativ-A

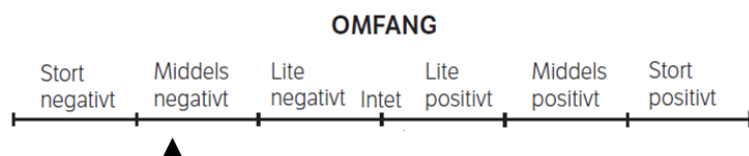
Utvidelse av eksisterende idrettshall med vei/parkeringsareal mot vest, vil føre til at en sone på 30 meter inn i område F5 (Figur 2) blir direkte berørt. Dette inngrepet berører et areal på ca. 4 daa. Videre vil opparbeidelse av areal til idrettsplass (to ballbaner) og parkering innenfor areal merket OP3 (Figur 2) beslaglegge ca. 22 daa. Begge utbyggingsområdene inngår i sin helhet i avgrenset naturtype Veden (Figur 9). Naturtypen Vevlen, dvs. den grove eika rett sør for Stadionveien (Figur 11) blir ikke berørt av tiltaket.

Naturtype Veden - Middels verdi

Samlet berører planlagte tiltak 26 daa av naturtypen, tilsvarer ca. 25 % av lokalitetens totale areal. Skogen som berøres innenfor område F5 (ca. 4 daa) kan betegnes som mosaikk mellom gråor-heggeskog og gråor almeskog. Gråor-almeskog (LR) er kategorisert som en *hensynskrevende* vegetasjonstype etter Fremstad & Moen (2001). Skogen her er i sein gjengroingsfase med et heterogent tresjikte dominert av ulike lauvtre. Det inngår også noen gran i tresjiktet. Relativt ung skog, men av den eldste innenfor naturtypen. Berørt areal har noen grøvre trær bl.a. gråor opptil 40 cm, en selje på 70 cm i nordøstre hjørne, samt også spisslønn opptil 40 cm. Det står også enkelte mindre alm (VU) og ask (VU) innenfor berørt areal i tillegg til yngre foryngelse av bl.a. gråor. Området har en del dødved i tidlig nedbrytningsfase. Flere dødvesopp er notert, men ingen sjeldne arter. Verdt å nevne er forekomst av orekjuke, som kan ha en interessant insektsflora knyttet til seg. Feltsjiktet er ikke veldig rikt. Området har hegg i busksjiktet. Lav kontinuitet i tresjiktet gir lavt potensiale for sjeldne treboende arter av mose og lav. Lavfloraen er dårlig utviklet, kun trivielle arter ble notert. Av mosearter kan forekomst av kystjammemose og lundveikmose nevnes.

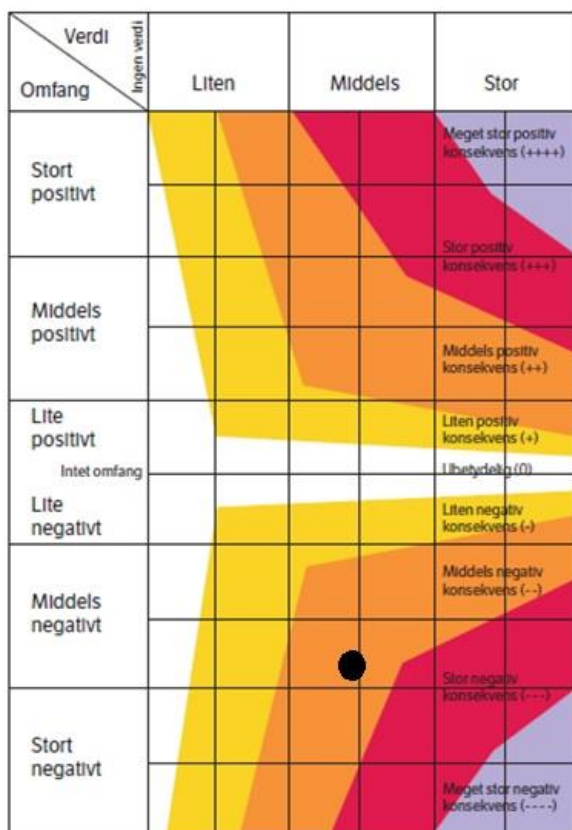
Område OP3 berører ca. 22 daa av naturtypen. I nord nærmest skolen berører OP3 ca. 14 daa av nær samme skogtype som beskrevet for arealet berørt i F5. Øvrige 8 daa som blir utbygget innenfor OP3, består av yngre skog som nær utelukkende har gråor med stammediameter 15 - 20 m i tresjiktet. Den nordlige delen av OP3 nærmest skolen, har innslag av selje med stammediameter opptil 45 m, alm (VU) opptil 45 cm, spisslønn opptil 30 cm og enkeltrær av osp og bjørk opptil 50 m. Området har også spredt forekomst av småtrær av ask (VU). Området har relativt høy forekomst av fersk dødved etter selvtynning, med et potensial for rik insektfauna. Det er registret flere dødved sopp i området, men ingen rødlistearter er notert (Artskart, egne data). Kun trivielle arter av mose og lav er notert. Partiet med den groveste skogen (ca. 14 daa) har tett busksjikt av hegg. I feltsjiktet er innslag av springfrø og skogbingel notert. Av fremmede arter har berørt areal forekomst av rødhyll, platanlønn og mongolspringfrø.

Det er tilsammen 26 daa som blir berørt av tiltaket hvor ca. 18 daa utgjør skog i sein gjengroingsfase med innslag av relativt grove enkeltrær og god forekomst av dødved. Tiltaket vil påvirke deler av den mest verdifulle skogen innenfor naturtypen (18 daa) både med tanke på flora bl.a. ved hogst av alm (VU) og ask (VU), samt at dette området utgjør en artsrik fuglebiotop. Omfanget for naturtypen Veden vurderes ut fra dette som middels negativt.



Konsekvens

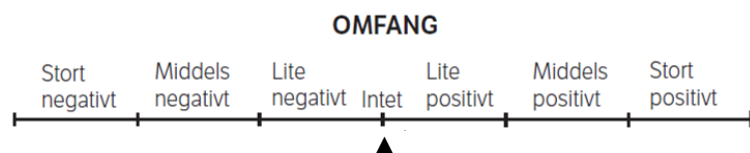
Med bakgrunn i verdi og omfang vurderes planlagte tiltaket (alternativ A) å ha *middels negativ* konsekvens for naturtypen Veden, figur 12.



Figur 12. Konsekvensvifte, med samlet konsekvens av alternativ-A for naturtypen Veden angitt med svart prikk.

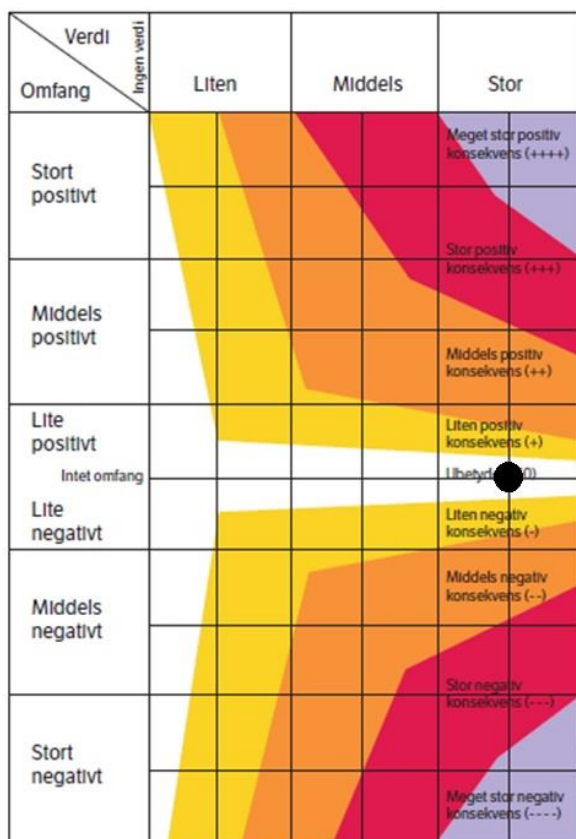
Naturtype Vevlen – Stor verdi

Den store eika med stammediameter ca. 1,5 meter lokalisert rett sør for Stadionveien (Figur 11), blir ikke berørt av alternativ A. Virkningsomfanget for naturtypen Vevlen vurderes ut fra dette som intet negativt.



Konsekvens

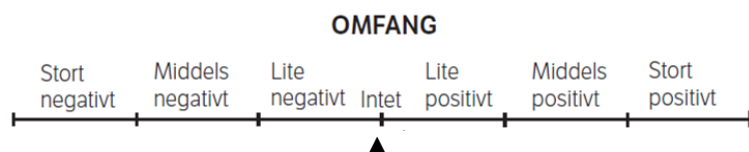
Med bakgrunn i verdi og omfang vurderes planlagte tiltaket (alternativ A) å ha *ubetydelig konsekvens* for naturtypen Vevlen, figur 13.



Figur 13. Konsekvensvifte, med samlet konsekvens av alternativ-A for naturtypen Vevlen angitt med svart prikk.

Viltområde Gjernesbukta – Stor verdi

Avgrenset lokalitet verdifull som beite og rasteområde for ande- og vadefugl omfatter bredden mot Femsjøen nordøst i planområdet (Figur 6). Lokaliteten grenser inn mot arealet OP3 i nordøstre hjørne. Under forutsetning om at kantsonen med skog mot Femsjøen blir stående, vil ikke lokaliteten bli nevneverdig berørt av alternativ A. Virkningsomfanget for viltområdet Gjernesbukta vurderes ut fra dette som intet/lite negativt.



Konsekvens

Med bakgrunn i verdi og omfang vurderes planlagte tiltaket (alternativ A) å ha *ubetydelig/liten negativ konsekvens* for viltområdet Gjernesbukta.

7. Avbøtende tiltak

Avbøtende tiltak blir normalt gjennomført for å redusere negative konsekvenser for registrerte arter eller naturtyper i området en utbygging er planlagt. Med avbøtende tiltak menes de tilpasninger av prosjektet som tiltakshaver gjør under planleggingsprosessen, så vel som ytterligere foranstaltninger som kan gjennomføres for å minimere uønskede virkninger av planlagte tiltak.

De største naturverdiene i planområdet er knyttet til to registrerte naturtyper og et registrert viltområde beskrevet over. Utover generelle hensyn under anleggsarbeidet er det derfor avbøtende tiltak rettet mot omtalte lokaliteter som kan redusere de negative konsekvensene for biologisk mangfold/naturmiljø. Da begrensning av areal for planlagte tiltak ikke er et alternativ, er justering av planlagte tiltaksområder ikke foreslått.

Følgende avbøtende tiltak foreslås:

- For å minimere de negative konsekvensene for fugl bl.a. av hensyn til arten dvergspett og isfugl som hekker innenfor lokaliteten Veden, samt av hensyn til fugl i viltområdet Gjernesbukta, bør kantsona mot Femsjøen øst i planområdet (øst for OP3), få stå urørt. Kantskogen utgjør et viktig element i den eksisterende fuglebiotopen.
- Av hensyn til den rike fuglefaunaen i området, bør anleggsarbeidet fortrinnsvis skje utenom hekketiden. Dette for å minimere forstyrrelsen på fuglearter med tilhold i nærområdet av planlagte utbyggingsareal.

8. Kilder

- Bukholm, S. 2016.** Fagnotat fra NOF, Halden lokallag med innspill til reguleringsendring for Veden. 2 s.
- Båtvik, J. I. 2008.** Fagnotat med inntrykk etter en tur i Vadet og Vadskogen, Halden kommune. 2 s.
- Direktoratet for naturforvaltning 1996** Viltkartlegging. DN-håndbok 11-1996 (revidert 2000).
- Direktoratet for naturforvaltning 2000.** Kartlegging av ferskvannslokalteter. DN-håndbok 15-2000. ISBN-nr: 82-7072-383-5.
- Direktoratet for naturforvaltning 2006.** Kartlegging av naturtyper - Verdsetting av biologisk mangfold. DN-håndbok 13 2.utgave 2006 (revidert 2007).
- Fremstad, E. 1997.** Vegetasjonstyper i Norge. – NINA Temahefte 12: 1-279.
- Fremstad, E. & Moen, A. (red). 2001.** Truete vegetasjonstyper i Norge. NTNU Vitenskapsmuseet Rapport bot. Ser.2001-4: 1-231.
- Henriksen S. og Hilmo O. (red.) 2015.** Norsk rødliste for arter 2015. Artsdatabanken, Norge. ISBN: 978-82-92838-40-2. 193 s.
- Korbøl, A., Kjellebold, D. & Selboe, O-K. 2009.** Veileder nr 3/2009. Kartlegging og dokumentasjon av biologisk mangfold ved bygging av småkraftverk (1-10 MW) – revidert utgave. ISSN: 1501-0678. Norges vassdrags- og energidirektorat. 15 s + vedlegg.
- Lindgaard, A. og Henriksen, S. (red.) 2011.** Norsk rødliste for naturtyper 2011. Artsdatabanken, Trondheim.
- Lislevand, T., Myklebust, M., Rangbru, B., Rudolfsen, G. & Aarvak, T. 2009.** Dvergspetten *Dendrocopos minor* i Norge. NOF rapport 4-2009. 36 s. + vedlegg.
- Miljøregistrering i skog – Biologisk mangfold. 2001.** Håndbok i registrering av livsmiljøer i skog. Hefte 1: Bakgrunn og prinsipper; Hefte 3: Instruks for registrering 2001.
- Moen, A. 1998.** Nasjonalatlas for Norge. Vegetasjon. Statens kartverk, Hønefoss. 200 s.
- Statens vegvesen 2014.** Håndbok V712, versjon 1.1. Konsekvensanalyser. ISBN: 978-82-7207—686-2. 223 s.

Digitale kilder

- Artsdatabanken: www.artsdatabanken.no
- Artskart: <http://artskart.artsdatabanken.no/FaneArtSok.aspx>.
- Miljødirektoratet: <http://www.miljodirektoratet.no/>
- Naturbase: www.naturbase.no
- Berggrunnsdatabasen: www.ngu.no
- Lausmassedatabasen: www.ngu.no
- Lokalitetsdatabase for skogområder: <http://borchbio.no/narin/>
- Meteorologisk Institutt: www.met.no
- Skog & Landskap: <http://kilden.skogoglandskap.no/map/kilden/index.jsp?theme=SATSKOG>

Forespurte personer

Øyvind Juel Kristiansen, Arealplanlegger i Halden kommune

Vedlegg 1: Verdisetting for biologisk mangfold

Tabell 1: Viser retningslinjer for verdsetting av naturtyper etter DN-håndbok 13 (DN 2006) og Statens vegvesen (2014).

Verdi (DN-håndbøkene)	Verdi KU (SVV håndbok v712)	Nasjonal-lokal verdiskala	Naturforhold
A – svært viktig	Stor verdi	Nasjonal verdi	Svært viktig natur
B – viktig	Middels verdi	Regional verdi	Viktig natur
C – lokalt viktig	Middels verdi	Høy lokal verdi	Lokalt viktig natur
Ingen verdisseting	Liten verdi		Ordinær øvrig natur
	Ingen relevans for fagtemaet		Bebygde areal

Tabell 2: viser retningslinjer for verdsetting av biologisk mangfold ut fra rødlistede arter og truede vegetasjonstyper (Korbøl m.fl. 2009).

Kilder	Stor verdi	Middels verdi	Liten verdi
Rødlistede arter Norsk Rødliste 2015 (www.artsdatabanken.no) www.naturbase.no	Viktige områder for: <ul style="list-style-type: none"> • Arter i kategoriene "kritisk truet" og "sterkt truet" i Norsk Rødliste 2015. • Arter på Bern liste II • Arter på Bonn liste I 	Viktige områder for: <ul style="list-style-type: none"> • Arter i kategoriene "sårbar", "nær truet" eller "datamangel" i Norsk Rødliste 2015. • Arter som står på den regionale rødlisten. 	<ul style="list-style-type: none"> • Andre områder
Truede vegetasjonstyper Fremstad & Moen 2001.	<ul style="list-style-type: none"> • Områder med vegetasjonstyper i kategoriene "akutt truet" og "sterkt truet". 	<ul style="list-style-type: none"> • Områder med vegetasjonstyper i kategoriene "noe truet" og "hensynskrevende" 	<ul style="list-style-type: none"> • Andre områder

Kartlegging av sopp i Lundsneset naturreservat 2017

Eva Weme m.fl.

Oppdragsgiver: Fylkesmannen i Østfold, Miljøvernnavdeling

Mål: Å få bedre kjennskap til sopparter i reservatet.

Lundsneset naturreservat er 26 km² ligger i både Halden og Aremark kommune, og grenser til Tresticklan nasjonalpark langs grensa til Sverige i øst.

Reservatet strekker seg over et fantastisk flott og variert område. Men pga størrelsen er det en utfordring å kunne dekke det meste, for kartlegging av sopp i løpet av ett år. Det ble endel runder først med rekognosering, og planlegging på hvordan komme til, på beste måte. Det er flere kilometer igjen bak stengte bomveier, og i skogsterreng fra alle himmelretninger før man kommer fram til reservatets grense. Så en dags feltarbeid blir svært nedkortet pga. den tid det tar, å ta seg fram og tilbake. Soppkartlegging er tidskrevende i felt, og krever i tillegg, for svært mange arter, også mikroskopiske studier.

Dessuten er ingen «soppår» år like. Temperatur og fuktighet styrer hvilke arter som kommer til å vise fruktlegemer. Selv om arten kan være usynlig tilstede i jorda eller ved. Å kunne registrere en soppart, avhenger av at du er tilstede og kan se den, akkurat når soppen fruktifiserer. Det er ikke som med karplanter, hvor veksten synes det meste av sommerhalvåret.

Våren kom sent i gang, og så ble det tørt. Det samme med sommer og tidlig høst, det var svært tørt, og det påvirker selvfølgelig artsutvalget. Først i september ble det nok nedbør til å gi bedre mangfold. Så hemmet elgjakten, som nå dessverre varer lenger enn soppen holder ut.

Artslisten vil selvfølgelig også gjenspeile mine kunnskaper, og de steder feltarbeid ble foretatt. Derfor vil dette arbeid kun være en start på listen av arter man skulle kunne finne ved gjentatt feltarbeid, og over lengre tid.

Alle funn er registrert i Artsobsevasjoner.no. Her ligger all informasjon om hvert enkelt funn. Slik som: kartposisjon, substrat, biotop, observatører, osv, og mange med vedlagt foto.

Resultat:

Det ble registrert 340 sopparter i løpet av 2017.

Totalt 808 registreringer av sopp.

I tillegg, ble det også samtidig sporadisk registrert karplanter, moser, lav, osv.

To førstefunn av sopp, for Skandinavia, topper listen av interessante funn:

Diacheopsis vermicularis og Fuligo laevis.

Brefeldia maxima er 3. funn i Norge.

Takk til Edvin W Johannesen for artsbestemmelser og funnstatus av disse tre, og flere av de andre Myxomyceter på listen.

Psathyrella tenuicula er 2. funn i Norge, Funnet og artsbestemt av Even W Hanssen og Reidun Braathen. Arten ble funnet på villsvinmøkk.

Takk for hjelp med artsbestemmelser rettes også til:
Leif Ryvarden, Karl-Henrik Larsson, Øyvind Weholt og Gro Gulden.

Det ble gjennomført 15 dager i felt. Fra februar til oktober.

Og med gode hjelpere, har artslisten vokst fram:

3. juli ble Inger Kristoffersen og Inger-Lise Walter med i felt ved Øretjerna, Halden kommune.

22. aug. ble Trine Parmer med i Gardsvika, Aremark kommune.

Helgen 11-13 aug kom SABIMA. Vi var 12 deltagere, med base i Budalsvika, Aremark kommune:

Helene Lind Jensen, Jon Peder Lindemann, Tom Hellik Hofton, Terje Spolen Nilsen, Per Marstad, Even W Hanssen, Reidun Braathen, Inger Kristoffersen, Marte Olsen, Daniela Fuchs, Martha Karijord, og undertegnende.

Og sist, men ikke minst, Sissel Malmgren Olsen var følgesvenn på flere av de andre turene.

Takk også til Birger Braadland, Ør, Halden, og Birgit Andreasson, Sverige, for tilgang til privat vei.

Kartlegging av sopp i Lundsneset naturreservat 2017

Vitenskapelig Navn	Norsk navn	Autor	Antall funn
<i>Albatrellus confluens</i>	franskbrødsopp	(Alb. & Schwein. : Fr.) Kotl. & Pouzar	2
<i>Albatrellus ovinus</i>	fåresopp	(Schaeff. : Fr.) Kotl. & Pouzar	3
<i>Amanita excelsa</i>	grå fluesopp	(Fr. : Fr.) Bertill.	1
<i>Amanita fulva</i>	brun kamfluesopp	(Schaeff. : Fr.) Fr.	5
<i>Amanita muscaria muscaria</i>	rød fluesopp		3
<i>Amanita muscaria regalis</i>	brun fluesopp	(Fr.) Bertill.	3
<i>Amanita porphyria</i>	svartringfluesopp	Alb. & Schw. : Fr.	1
<i>Amanita rubescens</i>	rødnende fluesopp	(Pers. : Fr.) Gray	2
<i>Amanita virosa</i>	hvit fluesopp	(Fr.) Bertill.	7
<i>Amylostereum chailletii</i>	granlærsopp	(Pers. : Fr.) Boidin	1
<i>Amylostereum laevigatum</i>	einerlærsopp	(Fr. : Fr.) Boidin	2
<i>Annulohyphoxylon multiforme</i>	bjørkekullsopp	(Fr. : Fr.) Y.M. Ju, J.D. Rogers & H.M. Hsieh	2
<i>Antrodia serialis</i>	rekkekjuka	(Fr. : Fr.) Donk	13
<i>Antrodia sinuosa</i>	hvit tømmerkjuka	(Fr. : Fr.) P. Karst.	11
<i>Antrodia xantha</i>	rutetømmerkjuka	(Fr. : Fr.) Ryvarden	5
<i>Arcyria affinis</i>		Rostaf.	1
<i>Arcyria oerstedtii</i>		Rostaf.	2
<i>Artomyces pyxidatus</i>	begerfingersopp	(Pers. : Fr.) Jülich	2
<i>Ascocoryne cylichnium</i>	fiolbeger	(Tul.) Korf	1
<i>Auriscalpium vulgare</i>	konglepiggsopp	Gray	1
<i>Bankera violascens</i>	knippesøtpigg	(Alb. & Schwein. : Fr.) Pouzar	1
<i>Basidioradulum radula</i>	tannsopp	(Fr. : Fr.) Nobles	3
<i>Biscogniauxia repanda</i>	rognekullsopp	(Fr. : Fr.) Kuntze	3
<i>Bisporella citrina</i>	gult dvergbeger	(Batsch: Fr.) Korf & S.E. Carp.	1
<i>Bjerkandera adusta</i>	svartrandkjuka	(Willd. : Fr.) P. Karst.	3
<i>Boletus edulis</i>	steinsopp	Bull. : Fr.	3
<i>Boletus luridiformis</i>	blodrørsopp	Rostk.	1
<i>Boletus pinophilus</i>	rødbrun steinsopp	Pilát & Dermek	3
<i>Boletus reticulatus</i>	bleklodden steinsopp	Schaeff.	1
<i>Brefeldia maxima</i>		(Fr.) Rostaf.	1

3. funn i Norge

<i>Byssonectria terrestris</i>	oransje elgbeger	(Alb. & Schwein.) Pfister	1
<i>Calocera cornea</i>	dverggaffel	(Batsch : Fr.) Fr.	3
<i>Calocera viscosa</i>	gullgaffel	(Pers. : Fr.) Fr.	3
<i>Cantharellus cibarius</i>	kantarell	Fr.	13
<i>Ceraceomyces serpens</i>	kameleonskinn	(Tode : Fr.) Ginns	1
<i>Ceratiomyxa fruticulosa</i>	slimhorn	(O.F. Müll.) T. Macbr.	4
<i>Ceriporia viridans</i>	kameleonkjuke	(Berk. & Broome) Donk	1
<i>Ceriporiopsis aneirina</i>	ospekjuke	(Sommerf. : Fr.) Domański	1
<i>Ceriporiopsis resinascens</i>	sienakjuke	(Romell) Domański	1
<i>Cerrena unicolor</i>	labyrintkjuke	(Bull. : Fr.) Murrill	1
<i>Chalciporus piperatus</i>	pepperrørsopp	(Bull. : Fr.) Bataille	9
<i>Cheimonophyllum candidissimum</i>	snømusling	(Berk. & M. A. Curtis) Singer	1
<i>Chlorociboria aeruginascens</i>	småsporet grønnbeger	(Nyl.) Kanouse ex C.S. Ramamurthi, Korf & L.R. Batra	1
<i>Chlorociboria aeruginosa</i>	storsporet grønnbeger	(Oeder. : Fr.) Seaver ex C.S. Ramamurthi, Korf & L.R. Batra	4
<i>Chondrostereum purpureum</i>	sølvglanssopp	(Pers. : Fr.) Pouzar	2
<i>Chroogomphus rutilus</i>	rabarbrasopp	(Schaeff. : Fr.) O. K. Mill.	3
<i>Cinereomyces lindbladii</i>	gråporekjuke	(Berk.) Jülich	2
<i>Claviceps purpurea</i>	meldrøye	(Fr.) Tul. s.lat.	1
<i>Clitocybe metachroa</i>	grå traktsopp	(Fr. : Fr.) P. Kumm.	2
<i>Clitopilus prunulus</i>	melsopp	(Scop. : Fr.) P. Kumm.	6
<i>Collybia cirrhata</i>	snylteflathatt	(Schumach.) Quéf.	1
<i>Coniophora arida</i>	gulbrun kjellersopp	(Fr. : Fr.) P. Karst.	2
<i>Coprinopsis jonesii</i>	stor blåblekksopp	(Peck) Redhead, Vilgalys & Moncalvo	1
<i>Corticium roseum</i>	blekrosa barksopp	Pers. : Fr.	3
<i>Cortinarius albovariegatus</i>		(Velen.) Melot	1
<i>Cortinarius alboviolaceus</i>	lysfiolett slørsopp	(Pers. : Fr.) Fr.	1
<i>Cortinarius anomalus</i>	bjørkeslørsopp	(Fr. : Fr.) Fr.	1
<i>Cortinarius armillatus</i>	rødbelteslørsopp	(Fr. : Fr.) Fr.	3
<i>Cortinarius balteatus</i>	lærslørsopp	Fr.	1
<i>Cortinarius brunneus</i>	mørkebrun slørsopp	(Pers. : Fr.) Fr.	3
<i>Cortinarius camphoratus</i>	blåkjøttbukkesopp	(Fr.) Fr.	2
<i>Cortinarius caperatus</i>	rimsopp	(Pers. : Fr.) Fr.	4
<i>Cortinarius cinnamomeus</i>	kanelslørsopp	(L. : Fr.) Gray	1

Cortinarius collinitus	blåbelteslørsopp	(Sowerby : Fr.) Gray		2
Cortinarius crassus	brødslørsopp	Fr.		1
Cortinarius croceus	senneplørsopp	(Schaeff. : Fr.) Gray		2
Cortinarius decipiens	mørkpuklet slørsopp	(Pers. : Fr.) Fr.		2
Cortinarius delibutus	gul slørsopp	Fr.		1
Cortinarius elatior	rynkeslørsopp	Fr.		2
Cortinarius evernius	lillastilket slørsopp	(Fr. : Fr.) Fr.		4
Cortinarius flexipes	pelargoniumslørsopp	(Pers. : Fr.) Fr.		2
Cortinarius gentilis	gulbelteslørsopp	(Fr. : Fr.) Fr.		3
Cortinarius laniger	ullringslørsopp	Fr.		2
Cortinarius limonius	oransjeslørsopp	(Fr. : Fr.) Fr.		2
Cortinarius multiformis	moltegul slørsopp	(Fr.) Fr.		1
Cortinarius pholideus	brunskjellet slørsopp	(Fr. : Fr.) Fr.		1
Cortinarius rubellus	spiss giftslørsopp	Cooke		1
Cortinarius sanguineus	blodrød kanelslørsopp	(Wulfen : Fr.) Fr.		1
Cortinarius scaurus	grønnskiveslørsopp	(Fr. : Fr.) Fr.		1
Cortinarius semisanguineus	rødskivekanelslørsopp	(Fr. : Fr.) Fr.		4
Cortinarius stillatitius	honningslørsopp	Fr.		2
Cortinarius subtortus	oliven myrslørsopp	(Pers. : Fr.) Fr.		4
Cortinarius traganus	brunkjøttbukkesopp	(Fr. : Fr.) Fr.		2
Craterellus lutescens	gul trompetsopp	(Pers. : Fr.) Fr.		1
Craterellus tubaeformis	traktkantarell	(Fr.) Quél.		6
Crepidotus cesatii	granmuslingsopp	(Rabenh.) Sacc.		1
Crustoderma corneum NT	hornskinn	(Bourdot & Galzin) Nakasone	1. og 2. funn i Østfold	2
Cudonia confusa	ensfarget hjelmorkel	Bres.		2
Cylindrobasidium evolvens	favnvedsopp	(Fr. : Fr.) Jülich		1
Cystoderma amianthinum	okergul grynhatt	(Scop. : Fr.) Fayod		4
Cystoderma jasonis jasonis	rustoker grynhatt			1
Dacrymyces stillatus	tåresopp	Nees : Fr.		1
Dacryobolus karstenii		(Bres.) Oberw. ex Parmasto	1. funn i Østfold	1
Datronia mollis	skorpekjuke	(Sommerf. : Fr.) Donk		3
Diacheopsis vermicularis		Nann.-Bremek. & Y. Yamam.	1. funn i Skandinavia	1
Diatrype stigma	svartskorpe	(Hoffm.: Fr.) Fr.		1

Elaphomyces granulatus	grynløpekule	Fr.	3
Entoloma conferendum	stjernesporet rødspore	(Britzelm.) Noordel.	2
Entoloma nitidum	koboltrødspore	Quél.	6
Eutypa sparsa		Romell	1
Exidia cartilaginea	bruskbevre	S. Lundell & Neuhoff	1
Exidia nigricans	svartbevre	(With.) P. Roberts	3
Exidia pithya	tjærebevre	(Alb. & Schwein. : Fr.) Fr.	1
Exidia repanda	bjørkebevre	Fr.	2
Exidia saccharina	kandisbevre	(Alb. & Schwein. : Fr.) Fr.	1
Exobasidium vaccinii	tyttebærklumpblad	(Fuckel) Woronin	3
Flammula pinicola	furuskjellsopp	(Jacobsson) Jacobsson	1
Fomes fomentarius	knuskkjuka	(L. : Fr.) Fr.	15
Fomitopsis pinicola	rødrandkjuka	(Sw. : Fr.) P. Karst.	16
Fuligo laevis		Pers.	1
Fuligo leviderma		H. Neubert, Nowotny & K. Baumann	2
Galerina marginata	flatklokkehatt	(Batsch) Kühner	1
Galerina paludosa	myrklokkehatt	(Fr.) Kühner	1
Ganoderma applanatum	flatkjuka	(Pers.) Pat.	3
Gloeophyllum sepiarium	vedmusling	(Wulfen : Fr.) P. Karst.	6
Gomphidius glutinosus	sleipsopp	(Schaeff. : Fr.) Fr.	3
Gomphidius roseus	rosa sleipsopp	(Fr. : Fr.) P. Karst.	1
Gymnopilus penetrans	fregnebittersopp	(Fr.) Murrill	2
Gymnopilus picreus	furubittersopp	(Pers. : Fr.) P. Karst.	5
Gymnopus acervatus	knippeflathatt	(Fr. : Fr.) Murrill	1
Gymnopus androsaceus	lyngseigsopp	(L. : Fr.) Della Maggiora & Trassinelli	3
Gymnopus confluens	klyngflathatt	(Pers. : Fr.) Antonín, Halling & Noordel.	1
Gymnopus dryophilus	blek flathatt	(Bull. : Fr.) Murrill	4
Gymnopus perforans	barnålsopp	(Hoffm. : Fr.) Antonín & Noordel.	8
Gymnosporangium clavariiforme	hagtornrust	(Wulfen) DC.	1
Gymnosporangium cornutum	rognerust	Arthur ex F. Kern	3
Gyromitra infula	bispielue	(Schaeff. : Fr.) Quél.	1
Hebeloma incarnatum	høy reddiksopp	A.H. Sm.	1
Hericium cirrhatum	børstepiggsopp	(Pers. : Fr.) Nikol.	1

1.funn i Skandinavia

Hericium coralloides NT	korallpiggsopp	(Scop. : Fr.) Pers.	1
Heterobasidion annosum	fururotkjuke	(Fr.) Bref.	1
Heterobasidion parviporum	granrotkjuke	Niemelä & Korhonen	1
Hydnellum conrescens	beltebrunpigg	(Pers.) Banker	1
Hydnum repandum	blek piggsopp	L. : Fr.	4
Hydnum rufescens	rødgul piggsopp	Pers. : Fr.	2
Hygrophoropsis aurantiaca	falsk kantarell	(Wulfen : Fr.) Maire	6
Hygrophorus olivaceoalbus	olivenbrun vokssopp	(Fr. : Fr.) Fr.	2
Hygrophorus piceae	hvit granvokssopp	Kühner	1
Hygrophorus pustulatus	mørkpricket vokssopp	(Pers. : Fr.) Fr.	1
Hymenochaete fuliginosa	barvedbroddsopp	(Pers. : Fr.) Lév.	1
Hymenochaete rubiginosa	eikebroddsopp	(Dicks. : Fr.) Lév.	3
Hymenochaete tabacina	tobakksbroddsopp	(Sowerby : Fr.) Lév.	1
Hyphodiscus hymeniophilus		(P. Karst.) Baral	1
Hypholoma capnoides	svovelsopp	(Fr. : Fr.) P. Kumm.	1
Hypholoma dispersum	kjeglesvovelsopp	Quél.	2
Hypholoma elongatum	gul myrsvovelsopp	(Pers.) Ricken	1
Hypholoma fasciculare	besk svovelsopp	(Huds. : Fr.) P. Kumm.	1
Hypholoma polytrichi	bjørnemosesvovelsopp	(Fr.) Ricken	1
Hypholoma radicosum	rotsvovelsopp	J.E. Lange	2
Hypholoma udum	rødbrun myrsvovelsopp	(Pers. : Fr.) Kühner	1
Hypocrea pulvinata	kjukeputesopp	Fuckel	3
Hypomyces chrysospermus	rørsoppsnylter	Tul. & C. Tul.	1
Infundibulicybe squamulosa	skjelltraksopp	(Pers. : Fr.) Harmaja	1
Inocybe geophylla	silketrevlesopp	(Fr. : Fr.) P. Kumm.	1
Inocybe lacera	sandtrevesopp	(Fr. : Fr.) P. Kumm.	1
Inocybe relicina	gulskivetrevlesopp	(Fr.) Quél.	1
Inonotus obliquus	kreftkjuke	(Ach. ex Pers. : Fr.) Pilát	6
Inonotus radiatus	orekjuke	(Sowerby : Fr.) P. Karst.	8
Inonotus rheades	revekjuke	(Pers.) P. Karst.	5
Ischnoderma benzoinum	tjærekjuke	(Wahlenb. : Fr.) P. Karst.	5
Junghuhnia luteoalba	okerporekjuke	(P. Karst.) Ryvarden	2
Kneiffiella alutacea	storknorteskin	(Fr. : Fr.) Jülich & Stalpers	1

3. funn i Østfold

3. funn i Østfold

<i>Kuehneromyces mutabilis</i>	stubbekjellsopp	(Schaeff. : Fr.) Singer & A. H. Sm.	2
<i>Laccaria laccata</i>	lakssopp	(Scop. : Fr.) Berk. & Broome	6
<i>Lactarius badiosanguineus</i>	svartrød riske	Kühner & Romagn.	1
<i>Lactarius camphoratus</i>	duftriske	(Bull. : Fr.) Fr.	1
<i>Lactarius helvus</i>	lakrisriske	(Fr. : Fr.) Fr.	5
<i>Lactarius hygginus</i>	fagerriske	(Fr. : Fr.) Fr.	1
<i>Lactarius musteus</i>	fururiske	Fr.	2
<i>Lactarius repraesentaneus</i>	fiolett svovelriske	Britzelm.	1
<i>Lactarius rufus</i>	rødbrun pepperriske	(Scop. : Fr.) Fr.	3
<i>Lactarius scrobiculatus</i>	svovelriske	(Scop. : Fr.) Fr.	1
<i>Lactarius tabidus</i>	gulmelksøtriske	Fr.	4
<i>Lactarius trivialis</i>	hulriske	(Fr. : Fr.) Fr.	5
<i>Lactarius tuomikoskii</i>	sumpsvovelriske	Kytöv.	2
<i>Lactarius vietus</i>	gråriske	(Fr. : Fr.) Fr.	1
<i>Laetiporus sulphureus</i>	svovelkjuke	(Bull. : Fr.) Murrill	1
<i>Leccinum niveum</i>	myrskrubb	(Fr.) Rauschert	3
<i>Leccinum piceinum</i>	granskrubb	Pilat & Dermek	1
<i>Leccinum scabrum</i>	brunskrubb	(Bull. : Fr.) Gray	7
<i>Leccinum variicolor</i>	svartskrubb	Watling	4
<i>Leccinum versipelle</i>	rødskrubb	(Fr.) Snell	1
<i>Leccinum vulpinum</i>	furuskrubb	Watling	4
<i>Lentinellus ursinus</i>	filtsagsopp	(Fr. : Fr.) Kühner	1
<i>Leocarpus fragilis</i>	sjokoladeegg	(Dicks.) Rostaf.	1
<i>Leucogyrophana mollusca</i>	gullnettsopp	(Fr.) Pouzar	1
<i>Lichenomphalia hudsoniana</i>	lavnavlesopp	(H.S.Jenn.) Redhead, Lutzoni, Moncalvo & Vilgalys	3
<i>Lichenomphalia umbellifera</i>	torvnavlesopp	(L.:Fr.) Redhead, Lutzoni, Moncalvo & Vilgalys	2
<i>Lycogala epidendrum</i>	ulvemelk	(J.C. Buxb. ex L.) Fr.	7
<i>Lycoperdon perlatum</i>	vorterøyksopp	Pers.	1
<i>Lycoperdon pyriforme</i>	pærerøyksopp	Schaeff.	2
<i>Lycoperdon umbrinum</i>	skogrøyksopp	Pers. : Pers.	1
<i>Lyophyllum palustre</i>	myrgråhatt	(Peck) Singer	1
<i>Marasmiellus ramealis</i>	greinseigsopp	(Bull. : Fr.) Singer	1
<i>Meruliopsis taxicola</i>	blodkjuke	(Pers. : Fr.) Bondartsev	4

<i>Metatrachia vesparia</i>	bukettklubbe	(Batsch) Nann.-Bremek. ex G.W. Martin & Alexop.	1
<i>Microbotryum stellariae</i>		(Sowerby) G. Deml & Oberw.	1
<i>Mitrella paludosa</i>	sumpklubbemorkel	Fr. : Fr..	1
<i>Mycena epipterygia</i>	flåhette	(Scop. : Fr.) Gray	1
<i>Mycena flavoalba</i>	elfenbenshette	(Fr.) Quéf.	5
<i>Mycena galericulata</i>	rynkehette	(Scop. : Fr.) Gray	7
<i>Mycena galopus</i>	melkehette	(Pers. : Fr.) P. Kumm.	10
<i>Mycena haematopus</i>	blodhette	(Pers. : Fr.) P. Kumm.	2
<i>Mycena laevigata</i>	bruskhette	(Lasch) Gillet	1
<i>Mycena leptcephala</i>	liten luthette	(Pers.) Gillet	2
<i>Mycena pura</i>	reddikhette	(Pers. : Fr.) P. Kumm.	1
<i>Mycena rosella</i>	rosehette	(Fr. : Fr.) P. Kumm.	3
<i>Mycena rubromarginata</i>	rødkanthette	(Fr. : Fr.) P. Kumm.	4
<i>Mycena sanguinolenta</i>	kantblodhette	(Alb. & Schwein. : Fr.) P. Kumm.	1
<i>Mycena stipata</i>	knippeluthette	Maas Geest. & Schwöbel	2
<i>Mycena viridimarginata</i>	olivenbrun luthette	P. Karst.	2
<i>Mycena vitilis</i>	blankstilkhette	(Fr.) Quéf.	1
<i>Mycena vulgaris</i>	klisterhette	(Pers. : Fr.) P. Kumm.	1
<i>Naucoria escharioides</i>	lys orebrunnhatt	(Fr. : Fr.) P. Kumm.	1
<i>Nectria cinnabarina</i>	rødvorte	(Tode: Fr.) Fr.	1
<i>Neolepta vitellina</i>	narreklubbemorkel	(Bres.) Korf & J.K. Rogers	7
<i>Oxyporus corticola</i>	ospebarkkjuke	(Fr. : Fr.) Ryvarden	7
<i>Panus conchatus</i>	stor lærhatt	(Bull. : Fr.) Fr.	3
<i>Paxillus involutus</i>	pluggsopp	(Batsch : Fr.) Fr.	1
<i>Peniophora incarnata</i>	rødt torneskinn	(Pers. : Fr.) P. Karst.	2
<i>Peniophora polygonia</i>	ospetorneskinn	(Pers. : Fr.) Bourdot & Galzin	2
<i>Peziza echinospora</i>	brun brannbegersopp	P. Karst.	1
<i>Phanerochaete sanguinea</i>	rødvedbarksopp	(Fr. : Fr.) Pouzar	1
<i>Phellinus igniarius</i>	seljeildkjuke	(L. : Fr.) Quéf.	5
<i>Phellinus laevigatus</i>	flakkjuke	(P. Karst.) Bourdot & Galzin	3
<i>Phellinus lundellii</i>	valkildkjuke	Niemelä	4
<i>Phellinus nigricans</i>	svart ildkjuke	(Fr. : Fr.) P. Karst.	6
<i>Phellinus pini</i>	furustokkjuke	(Brot. : Fr.) A. Ames	2

Phellinus tremulae	ospeildkjuke	(Bondartsev) Bondartsev & B.N. Borisov	10
Phellinus viticola	hyllekjuke	(Schwein. : Fr.) Donk	5
Phellodon melaleucus	svarthvit sølvpig	(Sw. ex Fr.) P. Karst.	2
Phellodon niger	svartsølvpig	(Fr. : Fr.) P. Karst.	1
Phellodon tomentosus	beltesølvpig	(L. : Fr.) Banker	1
Phlebia radiata	rosettsopp	Fr.	1
Phlebia tremellosa	gelénettsopp	(Schrad.) Nakasone & Burds.	1
Phlebiella vaga	trådskein	(Fr. : Fr.) P. Karst.	1
Pholiota highlandensis	bålskjellsopp	(Peck) Quadr.	1
Phragmotrichum chaillietii		Kunze	1
Physarum album	hvit nikkelinse	(Bull.) Chevall.	1
Physarum didermoides		(Pers.) Rostaf.	1
Physarum oblatum		T. Macbr.	1
Piloderma byssinum		(P. Karst.) Jülich	1
Piloderma fallax	gulltråd	(Lib.) Stalpers	5
Piptoporus betulinus	knivkjuke	(Bull. : Fr.) P. Karst.	14
Pleurocybella porrigens	krittøsterssopp	(Pers. : Fr.) Singer	1
Pleurotus ostreatus	blågrå østerssopp	(Jacq. : Fr.) P. Kumm.	4
Pluteus cervinus	skjermssopp	(Schaeff.) P. Kumm.	3
Pluteus salicinus	grå skjermssopp	(Pers. : Fr.) P. Kumm.	1
Polyporus leptoccephalus	sokkjuke	(Jacq. : Fr.) Fr.	1
Polyporus melanopus	svartstilkjuke	(Pers. : Fr.) Fr.	1
Postia caesia	blåkjuke	(Schrad. : Fr.) P. Karst.	3
Postia fragilis	flekkjuke	(Fr.) Jülich	1
Postia hibernica NT	kremkjuke	(Berk. & Broome) Jülich	1
Postia lateritia VU	laterittkjuke	Renvall	2
Postia leucomallella	furumelkekjuke	(Murrill) Jülich	2
Postia tephroleuca	melkekjuke	(Fr. : Fr.) Jülich	2
Psathyrella candolleana	hvit sprøsopp	(Fr. : Fr.) Maire	1
Psathyrella spadicea	stor knippesprøsopp	(P. Kumm.) Singer	1
Psathyrella tenuicula		(P. Karst.) Örstadius & Huhtinen	1
Pseudohydnum gelatinosum	issvullssopp	(Scop. : Fr.) P. Karst.	1
Pucciniastrum areolatum	lokkrust	(Fr.) G.H. Otth.	7

7. funn i Norge

3. funn i Østfold

1. funn i Østfold

1. og 2. funn i Østfold

2. funn i Norge

Ramaria eumorpha	grankorallsopp	(P. Karst.) Corner	1
Ramaria testaceoflava	mørknende korallsopp	(Bres.) Corner	1
Rhizopogon luteolus	gul ekornnøtt	Fr. & Nordholm	1
Rhodocollybia butyracea asema	horngrå flathatt	(Fr. : Fr.) Antonín, Halling & Noordel.	1
Rhytisma andromedae	hvitlyngtjæreflekk	(Pers.: Fr.) Fr.	1
Rickenella fibula	gul nålehatt	(Bull. : Fr.) Raitelh.	2
Russula adusta	røykkremle	(Pers.: Fr.) Fr.	2
Russula aeruginea	grønnekremle	Lindblad	1
Russula atrorubens	svartrød kremle	Quél.	1
Russula betularum	blek giftkremle	Hora	4
Russula caerulea	pukkelkremle	Fr.	1
Russula claroflava	mild gulkremle	Grove	1
Russula decolorans	gulrød kremle	(Fr. : Fr.) Fr.	2
Russula emetica	giftkremle	(Schaeff. : Fr.) Pers.	4
Russula griseascens	gråfotgiftkremle	(Bon & Gaugué) Marti	1
Russula integra	mandelkremle	(L.) Fr. ss. Maire	2
Russula ochroleuca	skarp gulkremle	Pers.	2
Russula paludosa	storkremle	Britzelm.	3
Russula puellaris	frøkenkremle	Fr.	3
Russula rhodopus	lakkremle	Zvára	1
Russula sardonias	furutårekremle	Fr.	1
Russula vesca	nøttekremle	Fr.	1
Russula vitellina	smørkremle	(Pers.) Gray	1
Sarcodon squamosus	furuskjellpigg	(Schaeff.) Quél.	2
Scutellinia crinita		(Bull.: Fr.) Lambotte	1
Serpula himantioides	tømmernettsopp	(Fr. : Fr.) P. Karst.	1
Sidera lenis NT	tyrikjuke	(P. Karst.) Miettinen	3
Sistotremastrum suecicum		Litsch. ex J. Erikss.	1
Skeletocutis amorpha	gullkjuke	(Fr. : Fr.) Kotl. & Pouzar	2
Skeletocutis biguttulata	skigardkjuke	(Romell) Niemelä	4
Skeletocutis carneogrisea	skiferkjuke	A. David	1
Skeletocutis odora VU	sibirskjuke	(Sacc.) Ginns	3
Skeletocutis stellae VU	taigakjuke	(Pilát) Jean Keller	1

3. funn i Østfold

<i>Stemonitis axifera</i>	ruststift	(Bull.) T. Macbr.	1
<i>Stereum gausapatum</i>	eikelærsopp	(Fr. : Fr.) Fr.	1
<i>Stereum hirsutum</i>	ragglærsopp	(Willd. : Fr.) Pers.	2
<i>Stereum rugosum</i>	skorpelærsopp	Pers. : Fr.	9
<i>Stereum sanguinolentum</i>	toppråtesopp	(Alb. & Schwein. : Fr.) Fr.	4
<i>Stereum subtomentosum</i>	viftelærsopp	Pouzar	1
<i>Strobilurus esculentus</i>	grankonglehatt	(Wulfen : Fr.) Singer	3
<i>Strobilurus stephanocystis</i>	furukonglehatt	(Hora) Singer	1
<i>Stropharia alcis</i>	elgkragesopp	Kytöv.	1
<i>Stropharia semiglobata</i>	sitronkragesopp	(Batsch. : Fr.) Quél.	2
<i>Suillus bovinus</i>	seig kusopp	(L. : Fr.) Roussel	5
<i>Suillus flavidus</i>	sumpkusopp	(Fr. : Fr.) J. Presl	1
<i>Suillus luteus</i>	smørsopp	(L. : Fr.) Roussel	2
<i>Suillus variegatus</i>	sandsopp	(Sw. : Fr.) Kuntze	4
<i>Taphrina betulina</i>		Rostr.	1
<i>Tapinella atrotomentosa</i>	fløyelspluggsopp	(Batsch : Fr.) Båttara	1
<i>Thelephora terrestris</i>	frynsesopp	Ehrh. : Fr.	5
<i>Trametes betulina</i>	bjørkemusling	(L. : Fr.) Pilát	2
<i>Trametes hirsuta</i>	raggkjuke	(Wulfen : Fr.) Lloyd	2
<i>Trametes ochracea</i>	beltekjuke	(Pers.) Gilb. & Ryvarden	6
<i>Trametes pubescens</i>	fløyelskjuke	(Schumach. : Fr.) Pilát	1
<i>Trametes versicolor</i>	silkekjuke	(L. : Fr.) Lloyd	2
<i>Trechispora mollusca</i>	mykkjuke	(Pers. : Fr.) Liberta	1
<i>Tremella mesenterica</i>	gul gelésopp	Retz. : Fr.	1
<i>Trichaptum abietinum</i>	fiolkjuke	(Pers. : Fr.) Ryvarden	7
<i>Trichaptum fuscoviolaceum</i>	tannfiolkjuke	(Ehrenb. : Fr.) Ryvarden	12
<i>Trichia decipiens</i>	ullklubbe	(Pers.) T. Macbr.	1
<i>Trichia varia</i>	ullkule	(Pers. ex J.F. Gmel.) Pers.	1
<i>Tricholoma aestuans</i>	bitter riddermusserong	(Fr. : Fr.) Gillet	1
<i>Tricholoma fulvum</i>	bjørkemusserong	(DC. : Fr.) Sacc.	3
<i>Tricholoma imbricatum</i>	finskjellet musserong	(Fr. : Fr.) P. Kumm.	2
<i>Tricholoma inamoenum</i>	stankmusserong	(Fr. : Fr.) Quél.	2
<i>Tricholoma pessundatum</i>	dråpemusserong	(Fr. : Fr.) Quél.	2

Tricholoma stans	ustripet kastanjemusserong	(Fr.) Sacc.	1
Tricholoma vaccinum	skjeggmusserong	(Schaeff. : Fr.) P. Kumm.	1
Tricholomopsis decora	brungul stubbemusserong	(Fr. : Fr.) Singer	2
Tricholomopsis rutilans	rød stubbemusserong	(Schaeff. : Fr.) Singer	2
Tubaria confragosa	ringpinnehatt	(Fr.) Harmaja	1
Tubifera ferruginosa	bringebærslim	(Batsch) J.F. Gmel.	2
Tyromyces chioneus	ostekjuka	(Fr. : Fr.) P. Karst.	1
Vesiculomyces citrinus	gul barksopp	(Pers.) E. Hagstr.	2
Vuilleminia comedens	barksprengersopp	(Nees : Fr.) Maire	1
Xerocomus badius	svartbrun rørsopp	(Fr. : Fr.) E.-J. Gilbert	2
Xerocomus ferrugineus	fløyelsrørsopp	(Schaeff.) Bon	1
Xylaria hypoxylon	stubbehorn	(L. : Fr.) Grev.	2
Xylodon brevisetus	granknorteskinn	(P. Karst.) Hjortstam & Ryvarden	1
<hr/>			
340 arter			832
<hr/>			

Lav 2017 Lundsneset naturreservat

Navn	Vitenskapelig Navn
gammelgranlav	<i>Lecanactis abietina</i>
hvitringnål	<i>Calicium glaucellum</i>
svartfotreinlav	<i>Cladonia stygia</i>
vanlig blodlav	<i>Mycoblastus sanguinarius</i>
gubbeskjegg NT	<i>Alectoria sarmentosa</i>
islandslav	<i>Cetraria islandica</i>
vanlig papirlav	<i>Platismatia glauca</i>
hengestry	<i>Usnea dasypoga</i>
gullroselav	<i>Vulpicida pinastri</i>
barkragg	<i>Ramalina farinacea</i>
brun korallav	<i>Sphaerophorus globosus</i>
vanlig køllelav	<i>Baeomyces rufus</i>
skjellnål	<i>Chaenotheca trichialis</i>

Navn	Vitenskapelig Navn	Autor
blanksigd	Dicranum majus	Sm.
krussigd	Dicranum polysetum	Sw. ex anon.
putevrimose	Tortella tortuosa	(Hedw.) Limpr.
pæremøkkmose	Splachnum ampullaceum	Hedw.
grantorvmose	Sphagnum girgensohnii	Russow
prakthinnemose	Plagiochila asplenioides	(L. Emend. Taylor) Dumort.

Karplanter 2017 Lundsneset naturreservat

Navn	Vitenskapelig Navn	Autor	Antall funn
ryllik	<i>Achillea millefolium</i>	L.	1
nyseryllik	<i>Achillea ptarmica</i>	L.	1
åkergråurt	<i>Gnaphalium uliginosum</i>	L.	1
skjermelveve	<i>Hieracium umbellatum</i>	L.	1
griseblad NT	<i>Scorzonera humilis</i>	L.	1
bakkeføllblom	<i>Scorzoneroides autumnalis autumnalis</i>		1
gullris	<i>Solidago virgaurea</i>	L.	2
bakkeblåklokke	<i>Campanula rotundifolia rotundifolia</i>		1
botnegras	<i>Lobelia dortmanna</i>	L.	1
grasstjerneblom	<i>Stellaria graminea</i>	L.	1
smalsoldogg	<i>Drosera anglica</i>	Huds.	2
rundsoldogg	<i>Drosera rotundifolia</i>	L.	3
småsyre	<i>Rumex acetosella</i>	L.	1
høymol	<i>Rumex longifolius</i>	DC.	1
skrubebær	<i>Chamaepericlymenum suecicum</i>	(L.) Graebn.	1
rødknapp	<i>Knautia arvensis</i>	(L.) Coult.	1
hvitlyng	<i>Andromeda polifolia</i>	L.	2
melbær	<i>Arctostaphylos uva-ursi</i>	(L.) Spreng.	3
røssllyng	<i>Calluna vulgaris</i>	(L.) Hull	4
klokkelyng	<i>Erica tetralix</i>	L.	6
lodden vaniljerot	<i>Monotropa hypopitys hypopitys</i>		2
nikkevintergrønn	<i>Orthilia secunda</i>	(L.) House	2
blåbær	<i>Vaccinium myrtillus</i>	L.	4
blokkebær	<i>Vaccinium uliginosum</i>	L.	2
storblokkebær	<i>Vaccinium uliginosum uliginosum</i>		1
tyttebær	<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	L.	3
stortyttebær	<i>Vaccinium vitis-idaea vitis-idaea</i>		1
skogstjerne	<i>Lysimachia europaea</i>	(L.) U.Manns & Anderb.	1
knollerteknapp	<i>Lathyrus linifolius</i>	(Reichard) Bässler	1
skogflatbelg	<i>Lathyrus sylvestris</i>	L.	1
rødkløver	<i>Trifolium pratense</i>	L.	1
hvitkløver	<i>Trifolium repens</i>	L.	1
fuglevikke	<i>Vicia cracca</i>	L.	1

svartor	<i>Alnus glutinosa</i>	(L.) Gaertn.	6
bjørk	<i>Betula pubescens</i>	Ehrh.	1
dunbjørk	<i>Betula pubescens pubescens</i>		1
hassel	<i>Corylus avellana</i>	L.	2
bøk	<i>Fagus sylvatica</i>	L.	2
eikeslekta	<i>Quercus</i>	L.	1
sommereik	<i>Quercus robur</i>	L.	5
pors	<i>Myrica gale</i>	L.	6
stormaure	<i>Galium album</i>	Mill.	1
korsknapp	<i>Glechoma hederacea</i>	L.	1
stormarimjelle	<i>Melampyrum pratense</i>	L.	3
smalkjempe	<i>Plantago lanceolata</i>	L.	1
ugrasgroblad	<i>Plantago major major</i>		1
tveskjeggveronika	<i>Veronica chamaedrys</i>	L.	1
legeveronika	<i>Veronica officinalis</i>	L.	2
brunrot	<i>Scrophularia nodosa</i>	L.	1
osp	<i>Populus tremula</i>	L.	3
ørevier	<i>Salix aurita</i>	L.	2
engfiol	<i>Viola canina</i>	L.	2
myrfiol	<i>Viola palustris</i>	L.	2
skogfiol	<i>Viola riviniana</i>	Rchb.	1
lind	<i>Tilia cordata</i>	Mill.	1
geitrams	<i>Chamerion angustifolium</i>	(L.) Holub	1
engsoleie	<i>Ranunculus acris acris</i>		1
krypsoleie	<i>Ranunculus repens</i>	L.	1
evjesoleie	<i>Ranunculus reptans</i>	L.	1
trollhegg	<i>Frangula alnus</i>	Mill.	3
myrhatt	<i>Comarum palustre</i>	L.	1
markjordbær	<i>Fragaria vesca</i>	L.	3
tepperot	<i>Potentilla erecta</i>	(L.) Raeusch.	1
molte	<i>Rubus chamaemorus</i>	L.	1
bringebær	<i>Rubus idaeus</i>	L.	1
teiebær	<i>Rubus saxatilis</i>	L.	4
rogn	<i>Sorbus aucuparia</i>	L.	2
skogrogn	<i>Sorbus aucuparia aucuparia</i>		1

brennesle	<i>Urtica dioica dioica</i>		1
smørbukk	<i>Hylotelephium maximum</i>	(L.) Holub	1
sivblom	<i>Scheuchzeria palustris</i>	L.	1
liljekonvall	<i>Convallaria majalis</i>	L.	2
maiblom	<i>Maianthemum bifolium</i>	(L.) F.W.Schmidt	1
rome	<i>Narthecium ossifragum</i>	(L.) Huds.	6
bråtestarr	<i>Carex pilulifera</i>	L.	1
flaskestarr	<i>Carex rostrata</i>	Stokes	1
beitestarr	<i>Carex viridula viridula</i>		1
duskmyrull	<i>Eriophorum angustifolium</i>	Honck.	1
hvitmyrak	<i>Rhynchospora alba</i>	(L.) Vahl	1
krypsiv	<i>Juncus bulbosus bulbosus</i>		1
hårfrytle	<i>Luzula pilosa</i>	(L.) Willd.	1
engkvein	<i>Agrostis capillaris</i>	L.	1
smyle	<i>Avenella flexuosa</i>	(L.) Drejer	1
snerprørkvein	<i>Calamagrostis arundinacea</i>	(L.) Roth	2
skogrørkvein	<i>Calamagrostis phragmitoides</i>	Hartm.	1
sauesvingel	<i>Festuca ovina</i>	L.	1
hengeaks	<i>Melica nutans</i>	L.	2
blåtopp	<i>Molinia caerulea</i>	(L.) Moench	4
takrør	<i>Phragmites australis</i>	(Cav.) Trin. ex Steud.	1
einer	<i>Juniperus communis</i>	L.	3
bakkeeiner	<i>Juniperus communis communis</i>		1
gran	<i>Picea abies</i>	(L.) H.Karst.	2
furu	<i>Pinus sylvestris</i>	L.	1
skogjamne	<i>Diphasiastrum complanatum complanatum</i>		1
lusegras	<i>Huperzia selago</i>	(L.) Bernh. ex Schrank & Mart.	2
myrkråkefot	<i>Lycopodiella inundata</i>	(L.) Holub	1
stri kråkefot	<i>Lycopodium annotinum</i>	L.	1
myk kråkefot	<i>Lycopodium clavatum</i>	L.	4
svartburkne	<i>Asplenium trichomanes</i>	L.	1
skogburkne	<i>Athyrium filix-femina</i>	(L.) Roth	1
fugletelg	<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	(L.) Newman	1
einstape	<i>Pteridium aquilinum</i>	(L.) Kuhn	1
skogEinstape	<i>Pteridium aquilinum latiusculum</i>	(Desv.) C.N.Page	1

sauetelg	<i>Dryopteris expansa</i>	(C.Presl) Fraser-Jenk. & Jermy	1
sisselrot	<i>Polypodium vulgare</i>	L.	1
hengeving	<i>Phegopteris connectilis</i>	(Michx.) Watt	6
lodnebregne	<i>Woodsia ilvensis</i>	(L.) R.Br.	1
			<hr/>
			185

Virvelløse dyr 2017 Lundsneset naturreservat

Navn	Vitenskapelig Navn	Autor	Antall funn
skogtordivel	Anoplotrupes stercorosus	(Scriba, 1791)	1
humlebille	Trichius fasciatus	(Linnaeus, 1758)	1
taggbreitege	Picromerus bidens	(Linnaeus, 1758)	1
	Chionaspis salicis	(Linnaeus, 1758)	1
blåbærmåler	Eulithis populata	(Linnaeus, 1758)	1
eikespinner	Lasiocampa quercus	(Linnaeus, 1758)	2
keiserkåpe	Argynnis paphia	(Linnaeus, 1758)	1
sørgekåpe	Nymphalis antiopa	(Linnaeus, 1758)	1
hvit c	Polygonia c-album	(Linnaeus, 1758)	1
fløyelsringvinge	Erebia ligea	(Linnaeus, 1758)	1
sitronsommerfugl	Gonepteryx rhamni	(Linnaeus, 1758)	2
rapssommerfugl	Pieris napi	(Linnaeus, 1758)	1
			14

Amfibier og reptiler, 2017 Lundsneset naturreservat

Navn	Vitenskapelig Navn	Autor	Antall funn
buttsnutefrosk	<i>Rana temporaria</i>	Linnaeus, 1758	2
småsalamander	<i>Lissotriton vulgaris</i>	(Linnaeus, 1758)	1
stålorm	<i>Anguis fragilis</i>	Linnaeus, 1758	2
nordfirfisle	<i>Zootoca vivipara</i>	(Jacquin, 1787)	3
			<hr/> 8

Befaring av slåttemarker i Østfold 2017

Den 29. juni 2017 ble 4 slåttemarker på Søndre Sandøy i Hvaler befart av Geir Hardeng og Kristine Ekelund. En av disse lokalitetene har skjøttselsplan og er med i handlingsplanen. I tillegg var Kristine E. på befaring (juli og august 2017) på Bøensætre, Knatterød, Lagerholt og Rørvik som alle har skjøttselsplaner etter handlingsplanen.

Innhold

1. Lille Rød, Hvaler	2
2. Havna, Hvaler	4
3. Havna 2, Hvaler	6
4. Ødegårdsstranda, Hvaler.....	7
5. Bøensætre, Aremark	9
6. Knatterød, Aremark.....	11
7. Lagerholt, Aremark.....	13
8. Rørvik, Marker.....	16

Kristine Ekelund 20.12.2017

1. Lille Rød, Hvaler

Befaring: 29. juni 2017

Bruket Rød på Søndre Sandøy, g/bnr 31/2.

Grunneier: Marianne Rød.

Nabo som slår: Roar Andresen.

NaturbaseID: BN00106186

Har ikke skjøtselsplan.

Tiltak

- Den mest intakte delen av slåttemarka med størst mangfold er i vest langs kantene. Et steingjerde går langs denne kanten. Det gror til med småbusker og kratt av nyperoser, eik, einer, furu og slåpetorn. Det vil være fint å rydde fram steingjerdet og slå så godt inn til kanter der det lar seg gjøre. Lind og store osp bør stå igjen (andre siden av gjerde).
- Etter slått vil det være en fordel om avlinga får ligge og tørke et par dager før den samles sammen.
- Grøft/liten bekk som går over enga bør vedlikeholdes jevnlig.
- Det må ikke gjødsles eller sprøytes.
- Behov for skjøtselsplan

Slått

- Det har blitt slått årlig etter 15. juli siden rundt 2000. Slås med lett traktor og graset blir samla i rundballepresse kort tid etter slått. Nabo slår.

Tilstand

- Enga har tidligere vært pløyd opp og sådd til rundt krigen og har derfor redusert tilstand, den har fått lite gjødsel. Semi-naturlige engarter står spredt på hele enga, sammen med mer næringskrevende arter.
- Kantene synes ikke påvirket av pløying og gjødsling, og totalt sett er det et høyt mangfold av semi-naturlige engarter: krabbekløver (NT), småengkall, tiriltunge, smalkjempe, rødknapp, bakkefrytle, knegras, fagerknoppurt, gjeldkarve, hjertegras, engknoppurt, flerårsknavel, engfiol, gulaks, dunhavre, prikkperikum, prestekrage, skogkløver, enghumleblom, engforglemmegei, smørbukk, englodnegras, hårsveve, tepperot, nyresildre, storblåfjær, marianøkleblom, engtjæreblom, fløyelsmarikåpe, engnellik, gulmaure.
- Rødlista arten krabbekløver (NT) står nokså rikelig i kanten i vest.

Støtte

- Bonde som slår søker RMP for artsrik slåttemark (siden ca. år 2000).



Enga slås med lett traktor rundt 15. juli. Behov for å slå helt ut i kanter. Foto fra sør mot nord. 29.06.2017.



Det ville være fint å rydde for busker i kanter, slik at steingjerde kommer fram og slå helt ut i kantene der en kommer til. Foto fra nord mot sør. 29.06.2017.

2. Havna, Hvaler

Befaring: 29. juni 2017

Havna på Søndre Sandøy, g/bnr 29/23

Grunneiere: Elin Tyse og Odd Arild Olsen

NaturbaseID: BN00056970

Skjøtselsplan fra 2016

Tiltak

- Slåpetornbusk ute på enga er tatt bort. Det er lagt opp en liten jordvoll like øst for huset og planta noen frukttrær som le.
- Det ser ut til at det er rydda noe buskoppslag langs steingjerdet og tynna noe langs kanten opp mot huset i vest.
- Det kan gjerne tynnes mer for busker inntil steingjerdet.
- Det ser ut til at mosesjiktet øker og det er ikke bra for mangfoldet på sikt. Bråtebrenning vil trolig være et godt tiltak for å redusere mosen og fremme veksten av urter som trenger åpninger i marka for å spire. Nærheten til huset gjør det utfordrende å ev. få til det. Et alternativ er å forsøke å fjerne mosen ved å rake/krafse den med en jernrive etter slått utpå høsten. Det kan også rakes med jernrive på våren før de første plantene begynner å spire (april).
- En annen måte for å få åpninger i marka (erstatte dyretråkk) er å stampe med en trestokk jevnt utover marka utpå høsten (september).

Slått

- Det slås årlig med tohjuls slåmaskin eller ljà etter 15. juli. Graset tørker et par dager før det rakes sammen og legges til kompostering like utenfor enga.

Tilstand

- Slåttemarka har aldri blitt gjødsla eller pløyd, den har ligget brakk en tid før dagens grunneiere begynte å rydde stedet rundt 2000 og sein slått ble tatt opp igjen i 2005.
- Tidligere ble det etterbeitet med ku og det er også opplysninger om at det ble bråtebrent her.
- Det er en artsrik eng, men det kan se ut til at bunnsjiktet stadig blir tettere med mose. Dette gjør det vanskeligere for frø og spire og øker mengden av grasvekster. Mangel på etterbeite og bråtebrenning gjør nok sitt til at mosesjiktet fortetter seg. Bråtebrenning av og til, eventuelt rake/krafse vekk mosen på høsten vil trolig være gode tiltak.

Tilskudd

- Grunneiere søker midler fra handlingsplanen for slåttemark årlig siden 2015.



Det kan gjerne tynnes mer for småbusker inntil steingjerdet. Foto 29.6.2017



Foto 29.6.2017

3. Havna 2, Hvaler

Befaring: 29. juni 2017

Havna på Søndre Sandøy, g/bnr. 29/9

Grunneier ?

NaturbaseID: BN00056970

Har ikke skjøttselsplan.

Tiltak

- Området bør slås årlig etter 15. juli med f.eks. tohjuls slåmaskin. Graset bør tørke et par dager på bakken før det samles sammen.
- Det er behov for å rydde noe buskoppslag av eik, nyperose og slåpetorn og ev. jevne marka noe før en kan slå.
- Ved slåttemarka ved Klarastua er det opplysninger om at det tidligere ble bråtbrent på våren. Det kan være et veldig godt tiltak for å fjerne daugras og uønska mosevekst. Utfordringen er nærheten til bebyggelse.
- Behov for skjøttselsplan

Slått

- Vet ikke hvor ofte det ryddes eller ev. slås på dette arealet.

Tilstand

- Området ble tidligere slått, det er ikke gjødslet eller pløyd her. Det bærer preg av noe forfall med buskoppslag, tuedannelser og innslag av noe næringskrevende arte, pga. manglende slått, rydding og noe ferdsel gjennom lokaliteten. Trolig ryddes det jevnlig for buskoppslag.
- Det er fortsatt en del semi-naturlige engarter (flere av dem slåttefavoriserte): dunhavre, engnellik, smalkjempe, tiriltunge, gulaks, hårsveve, markfrytle, gulmaure, prikkperikum, engknoppurt, prestekrage, rødknapp og knegras.

Tilskudd

- Ingen tilskudd søkt.
- Bør gå inn i handlingsplanen for slåttemark



Området like sørøst for Klarastua ser ut til at blir holdt åpent, vet ikke om det har blitt slått her de seinere årene eller om det bare ryddes jevnlig for buskoppslag. Godt potensiale for å øke fordelinga av semi-naturlige engarter ved årlig sein slått, ev. annen hvert år.

4. Ødegårdsstranda, Hvaler

Befaring: 29. juni 2017

Hører til bruket Ødegården, g/bnr 29/5.

NaturbaselID: BN00056973

Areal: 9,7 daa

Har ikke skjøtselsplan.

Tiltak

- Det er ryddet noe einer i det området som slås i dag.
- Det er potensiale for å utvide slåttearealet. Totalt er området på nær 10 dekar, men det bør prioriteres å rydde langs kanten i vest der det slås i dag og videre nedover mot sjøen. Einerbusker og noe treoppslag her. Videre vestover bør eventuelt ryddes fram gradvis.
- Det er lagt en vannledning langs stien ned mot sjøen i 2014. Det er lite synlige spor av det i dag.
- For å fjerne daugras og mose kan det være aktuelt med bråtebrenning tidlig vår. Nærhet til hytter og tilgrensende skogbryn kan gjøre det utfordrende. Det bør vurderes behov for å fjerne mose som kan bli et problem for spesielt veksten av urter på sikt.
- Behov for skjøtselsplan.

Slått

- Deler av området i nord slås årlig etter 15. juli (antagelig) av 4 ulike hytteeiere like ved. Graset rakes sammen og fjernes. Det brukes ryddesag med snor, muligens andre typer også.

Tilstand

- Det har aldri vært gjødslet eller pløyd i området. Trolig har det vært etterbeite med storfe fra gammelt av. Det kan også ha blitt bråtebrent tidlig vår slik det har vært tradisjon for mange steder på Hvaler og Søndre Sandøy.
- Området som slås har en fin fordeling av urter og gras og har et stort mangfold av semi-naturlige engarter: nikkesmelle, krabbekløver, smalkjempe, storengkall, småengkall, hårsveve, skogkløver, tiriltunge, gulaks, engknoppurt, storblåfjær, gjeldkarve, hjertegras, prestekrage, enghumleblom, hvitmaure. Det er også rikelig med krattalant og blodstorkenebb i området.
- Ned mot sjøen og mot vest er området prega av gjengroing pga. manglende rydding, slått og beite. Fortsatt er det mange kulturmarksarter i området.
- Rødlista arter er krabbekløver (NT), nikkesmelle (NT) og bakkehumle (VU).

Tilskudd

- Ingen tilskudd søkes.
- Bør gå inn i handlingsplanen for slåttemark



Området som slås seint ligger til venstre for steingjerdet i bildet. Det er potensiale for å utvide sørover mot sjøen og vestover.



Det kan ryddes for einerbusker både her nord i lokaliteten, men også videre ned mot sjøen og vestover . Foto mot nord, 29.06.2017

5. Bøensætre, Aremark

Befaring: 11. juli 2017.

Bøensætre, G/bnr. 1/6.

Grunneiere:

NaturbaseID: BN00038219

Har skjøtselsplan fra 2012.

Tiltak:

- Det viktigste tiltaket (utover slått) for å forbedre tilstanden og opprettholde mangfoldet på engene er å få på plass **etterbeite** med storfe. Det bør beites godt ned på høsten (september). Ikke sau.
- I tillegg kan en vurdere å **rake** feltene om våren før 25. april for å skape åpninger, i tillegg til å rake litt kraftig med en jernrive utpå høsten etter blomstring av bakkesøte for å fjerne daugras og mose dersom ikke beite har gjort jobben godt nok.
- I likhet med 2016 var det mindre **solblom** enn tidligere. I sone B ble det ikke funnet solblom. Ved slått bør en slå rundt solblom slik at blomster står tilbake. Solblom blomstrer i juni – juli og frøene kan bruke lang tid på å modne. Ofte kan det være ideelt for slått av solblom først ut i midten av august. Planten har god vegetativ formering fra rotskudd, men spirer også fra frø i åpninger. Mangel på slike åpninger kan også være med å forklare nedgang. Etterbeite med storfe vil være veldig positivt for engene: Mange planter som trenger åpninger for spiring fra frø (bakkesøte m.fl.), samtidig som røsslyng, fortetting med grasvekster og oppslag av småtrær trolig vil minke.
- Det er rydda i kanter spesielt i sone B siden i fjor.
- Det ser ut til at det er mindre **einstape** i sone B, men fortsatt nokså mye utenfor gjerdet. Einstape reduseres best ved å fjerne den før bladene rulles helt ut (beg. av juni) i tillegg til den ordinære slått. Kan knekkes/piskes eller slås, men unngå å slå annen vegetasjon. Må gjentas minst tre år på rad for god effekt. Viktig å slå kantene også.

Slåtten:

- Sone A, B og C slås etter 15. juli hvert år (slåttetreff 2. eller 3. helg i juli). I 2016 og 17 ble alle soner slått, ser ut til at det er hesjet og gras fjernet i alle soner.
- Sone A og B skal gjerdes inne med elektrisk totråds gjerde på høsten når sau etterbeiter på de store slåtteflatene, for at sau ikke skal komme inn i sone A og B. Fungerer i 2017.
- Storfe bør etterbeite godt ned en periode på høsten siden det er storfe her nå.

Tilstand:

- **Sone A:** Fordelingen av kulturmarksarter ser ut til å være god, men fortsatt er det en del røsslyng og fortetting med grasvekst og mose. Griseblad står spredt i feltet, mindre solblom. Stavklokke står fortsatt spredt. Bakkesøte ikke i blomst, sett i knopp
- **Sone B:** Fordelingen av arter er fortsatt god, men tendens til fortetting av feltsjiktet med grasvekster og bunnsjiktet med mose og strø. Einstape ser ut til å minke. Mest røsslyng i øst. Enghaukeskjegg står som før under/ved einer i sørvestre hjørne. Solblom ble ikke funnet i sone B. Kantene er ryddet.
- **Sone C:** Fin fordeling av kulturmarksarter. Griseblad står som før ved åkerholme.

Tilskudd:

- RMP (kr 1500,-/daa, går inn i det totale arealet for hele Bøensætre som slås).
- Søker HP som inkluderer; slått, rydding av kanter, ekstra raking, tiltak for å minske uønska arter og gjennomføring av slåttetreff.



Er gjerdet flyttet lenger opp? Kan gjerne flytte lenger ned for å få med mer av urterik slåttemark i forkant av bildet. Etterbeite med storfe i september for å beite ned etterveksten vil være veldig bra. Biofokus har satt opp insektfelle. Foto 11.07.2017



Sone B. Det er rydda i kantene utenfor gjerdet siden i fjor. Fortsatt er det behov for å få bukt med einstpae både utenfor og noe innenfor gjerdet. Etterbeite med storfe vil være veldig bra. Biofokus har satt opp insektfelle. Foto 11.07.2017

6. Knatterød, Aremark

Befaring: 9. august 2017

Knatterød. Aremark kommune, g/bnr. 10/1.

Grunneier: Anders Smådahl

NaturbaseID: BN00109795

Har skjøtselsplan fra 2012

Tiltak:

- Det er rydda for røsslyng, furu og einerbusker i lokaliteten. Små einerbusker som kommer opp kan gjerne fjernes.
- Det ville være veldig bra å **etterbeite** området godt ned i september (storfe). I så fall må det lages en åpning/settes opp ei lita grind så det blir enkelt å slippe dyr ut og inn av området. Det er ikke sikkert det er nok å la grinda stå åpen en periode så dyra kan gå fritt inn, men at en må lede/stenge en eller to innpå en kortere periode så en er sikker på at det blir godt nedbeita. Etterbeite vil hindre at daugraset fra etterveksten er med å fortette vegetasjonen, og en sørger for åpninger i marka så frø fra spesielt urter kan spire.
- Det står et lite felt med geitrams i øvre del av enga. For å få bukt med den/hindre at den øker i omfang er det en fordel å slå/skjære den ned før blomstring (juni) og fjerne avfallet fra området, må trolig gjentas flere år.
- Det er potensiale for å utvide slåttearealet lenger sørover langs jordekanten (vestsiden av åkerholmen). Solblom står også utenfor gjerdet og videre sørover.

Slåtten:

- Det blir slått hvert år i slutten av juli, som regel i august. På grunn av at solblom skal rekke å sette frø er det en fordel at det ikke blir slått før ut i august. Graset tørker noen dager på bakken før det rakes og fraktes bort fra enga.
- Bør etterbeites med storfe.

Tilstand:

- Det har aldri blitt gjødsla eller pløyd. Området har ligget brakk og beita i perioder før sein slått ble tatt opp igjen i 2012 i det inngjerda området. Utenfor gjerdet strekker slåttearealet seg sørover, her har det vært beitet med storfe de seinere årene gjennom vekstsesongen. Her er marken i en mellomstilling mellom slåttemark og beitemark, men fortsatt finnes arter som solblom, engknoppurt, hvitmaure, gulmaure og rødknapp her. Potensiale for å utvide slåttearealet.
- Fordelingen av artene ser bra ut, det er fare for at mosedekket vil øke og grasvekster øke på bekostning av urter, dersom ikke det etterbeites på høsten, eller at en gjør andre tiltak for å hindre mosetilvekst og økt strølag på høsten.
- Solblom sto med ca. 50 stilker i blomst og mange rosetter 9.8.17, den ser ut til å spre seg/øke etter at en begynte å slå området i 2012.

Tilskudd:

- Søker RMP for ulike tiltak på Knatterød.
- Søker handlingsplan for slåttemark for artsrik slåttemark årlig siden 2012.



Det ville være veldig bra å etterbeite området en kort periode på høsten/september. Det vil hindre mosevekst, fortetting med grasvekster og gi bedre vekstvilkår og spiremuligheter for spesielt urter.



Felt med geitrams står i øvre del av lokaliteten. Kan gjerne fjernes, skjæres bort tidlig i sesongen før blomstring og fjerne avfallet fra lokaliteten. Må trolig gjentas flere år. Foto mot sør, 9.08.2017.

7. Lagerholt, Aremark

Befaring: 10. august 2017

Lagerholt, g/bnr 13/2.

Grunneier: Trine Anker-Rasch

NaturbaseID: BN00109794

Har skjøtselsplan fra 2012

Tiltak:

- Det er behov for årlig slått av begge de to sonene som er avgrenset i skjøtselsplanen fra 2012.
- Noe rydding av busker vil være nødvendig.
- Det ser ut til at begge områdene har blitt ryddet for trær og buskoppslag siden 2012, og muligens slått?
- I tillegg til slått ville det være veldig fint med etterbeite av storfe en kort periode på høsten, gjerding er i så fall nødvendig, men vet ikke om aktuelt?
- Det er satt opp et gammelt stabbur i slåttemarka som ligger på høyre side av veien når en kommer sørfra.

Slåtten:

- Ingen regelmessig slått (?). Trolig rydda for buskoppslag og slått fra tid til annen.
- Kan gjerne etterbeites med storfe (krever i så fall mer gjerding).
- I området nord for avgrensa areal for slåttemark i skjøtselsplanen, er det også gammel slåttemark som i dag er gjerdet inne og beites med storfe i siste del av beitesesongen (har ikke opplysninger om akkurat når).

Tilstand:

- I begge sonene er det fortsatt artsrikt med et stort mangfold av urter og gras.
- Det gror til med en del buskoppslag og fortettes med mer kraftigvoksende grasvekster og skogsarter i begge sonene. Spesielt nedenfor huset er det en del liljekonvall.
- I sonen ovenfor huset ser det ut til at det er mindre hundekjeks enn i 2012 og det er fint.
- Verken solblom eller bakkesøte ble funnet i 2017.
- Nord for avgrensa slåttemark i skjøtselsplanen (høyre side av vei sørfra) fortsetter slåttemark, men dette området beites i dag med storfe seint i sesongen (se foto). Her er det et høyt mangfold og fortsatt en del slåttefavoriserte arter (småengkall, engknoppurt, rødknapp, gulmaure, karve). Det er viktig at det beites seint i sesongen etter frøsetting, gjerne ikke før i august og ikke for hardt nedbeitet. Alternativt kan området slås etter 15. juli med en kort periode med høstbeite i september.

Tilskudd:

- Ingen tilskudd søkes for artsrik slåttemark
- Det søkes RMP for ulike tiltak på Lagerholt



I sonen ovenfor huset (høyre side av veien sørfra) er det satt opp et stabbur siden 2012. Området bør slås seint etter 15. juli (og gjerne etterbeites med storfe hvis mulig). Det er slåttemark videre nordover og også sør for her hvor bildet ble tatt.



Det er behov for noe rydding av buskoppslag i sonen ovenfor huset.



Sonen som ligger i skråningen nedenfor huset ser ut som holdes åpen og ryddes jevnlig for busker. For å opprettholde mangfoldet av urter og gras her, bør det slås årlig (ev. annen hvert år).



Gammel slåttemark nord i området som i dag beites med storfe seint i sesongen. Foto fra 10. august til høyre (ikke beitet enda?) og til venstre etter beite (foto 29. september 2017). Viktig at slik seint storfebeite fortsetter, (ev. slått etter 15. juli og høstbeite).

8. Rørvik, Marker

Befaring: 10. august 2017

Rørvik, g/bnr. 120/20.

Grunneier: Thor Harald Rørvik

NaturbaseID: BN00038333

Skjøtselsplan fra 2013.

Tiltak:

- Har fjernet busker og småtrær av bjørk, rogn og osp på hele arealet (2013/14). En del nye **buskoppslag** av bjørk og osp bør jevnlig ryddes og alt av virke og kvishauger fjernes.
- Bør fortsette å bekjempe **einstape** i sør ved bakkesøtepopulasjonen, i tillegg til et område ved stien i øst. Einstapen ble slått i juni 2017 og bladene raket sammen og fjernet. Ved befaring i august 2017 var det så å si ikke kommet opp noe mer einstape (se foto) og det ble avtalt med grunneier at en ekstra slått ikke var nødvendig.
- Utfordringen med en slått seint i sesongen i dette området er at bakkesøte blomstrer seint i sesongen (fra begynnelsen av august, i 2017 sto den i blomst 10. august, se foto), men dette vil variere fra år til år og er ikke lett for grunneier å følge med på. Det bør enten slås her før blomstring av bakkesøte (i løpet av de 2 siste ukene i juli) eller etter blomstringen. Trolig vil det være enklest for grunneier å gjennomføre dette i slutten av august/beg. av september?
- Det anbefales at en holder årlig kontakt med grunneier om både slått av einstape i juni og tidspunkt for eventuelt slått i juli/slutten av august/september.

Slåtten:

- Hele arealet svis årlig tidlig vår (ikke svidd i 2017 pga. værforhold?).
- Det vil være en fordel om søndre halvdel av arealet slås mellom 15. juli og begynnelsen av august før bakkesøte starter blomstringen, eventuelt etter blomstring i slutten av august/september. Graset bør tørke noen dager før det rakes sammen og ryddes bort.
- Einstapebestanden (inkl. ved sti i øst) bør fortsette å ha en ekstra slått i juni, da små blader fjernes for å hindre et tett strølag på marka. Samles forsiktig sammen for ikke å skade spirer av urter som bakkesøte m.fl.
- Buskoppslag over hele arealet bør ryddes bort med ryddesag (seint i sesongen).

Tilstand:

- En artsrik slåttemark med god tilstand som karakteriseres av bl.a. flekkgrisøre, solblom, blåknapp og brudespore.
- Vet ikke hvor mye einstape det var i juni 2017 (mindre enn 2016?), den ble slått i juni og i august var det nesten ikke kommet opp ny einstape og det er positivt. Kraftige gras ser ut til å minke (snerprørkvein/bergrørkvein).
- Bakkesøte står tallrik i nordvest som før, men ble ikke funnet i sør ved einstapefeldet (se foto).

Tilskudd:

- Søker RMP for 3,4 daa artsrik slåttemark (kr 1500,-/daa). (?)
- Søker HP for supplering til bråtebrenning og slått, bekjemping av problemarter og vedlikeholdsrydding.



På begge sider av stien er det rydda for einstape i juni over flere år og det var kommet lite opp igjen ved befarung 10. august. En må fortsette å slå einstapen (og kun denne) i juni og fjerne bladene med en gang etter slått. I tillegg bør en fortsette å slå hele den nedere delen av enga i midten av juli og før begynnelsen av august før bakkesøte blomstrer, ev. etter at den har blomstra som vil være i slutten av august-beg. av september. Da bør graset ligge å tørke et par dager før det rakes sammen og fjernes.



Bakkesøte står med en tallrik populasjon nordvest i enga. Sør i enga ved veien der einstape er et problem ble den ikke funnet ved befarung i 2017, men den kan fortsatt være der.



SKJØTSELSPLAN RAUER

Desember 2013

FORSVARSBYGG FUTURA MILJØ

Futura miljø
Postboks 405 Sentrum
0103 Oslo
Norge
Tlf: 815 70 400

DOKUMENTINFORMASJON

Publ./Rapportnr: 2013/525

Prosjektnr: 9355026

Ephortnr: 2013/2189

Tittel: Skjøtselsplan Rauer

Forfatter(e): Gry Støvind Hoell

Oppdragsgiver/kontaktperson(er): SØF Utleie

Oppdragsgivers prosjektnr/ref.nr:

Stikkord (norsk): Rauer, Rauøy fort, kartlegging, biologisk mangfold, skjøtsel, vegetasjon, fremmede arter, gjengroing, geiter, rynkerose, eik

Key word (English): Rauer, Rauøy fort, mapping, biodiversity, management, vegetation, invasive species, goats, *Rosa rugosa*, oak

Sammendrag: Med bakgrunn i usikkerhet rundt hvorvidt naturverdiene på Rauer blir godt nok ivaretatt med dagens skjøtsel, ble det sommeren 2013 gjennomført en kartlegging av de biologiske verdiene på øya og med utgangspunkt i denne utarbeidet en skjøtselsplan for øya. Hovedutfordringen på Rauer er gjengroing, noe som betyr at de fleste tiltakene går på krattfjerning. Det ble registrert noen svartelistede arter under kartleggingen 2013 som det er viktig å bekjempe slik at de ikke blir en trussel for det verdifulle, naturlige artsmangfoldet. Skjøtselen er delt i 10 ulike områder, der Fylkesmannen i Østfold og Statens naturoppsyn er ansvarlig for forvaltning og skjøtsel på tre av dem. Det er viktig med dialog og samarbeid med disse i spørsmål som har med verneområdene å gjøre. Det er foreslått beiting som skjøtselsform for å gjøre krattryddingen lettere gjennomførbar, men dette er et tiltak som må avklares med Forsvaret i forhold til deres behov. Skjøtselstiltak må evalueres og planen må etterprøves for eventuell revidering minimum etter fire år.

Dato:

20.12.2013

Godkjent av:



Lene Røkke Mathisen/Rådgiver naturforvaltning

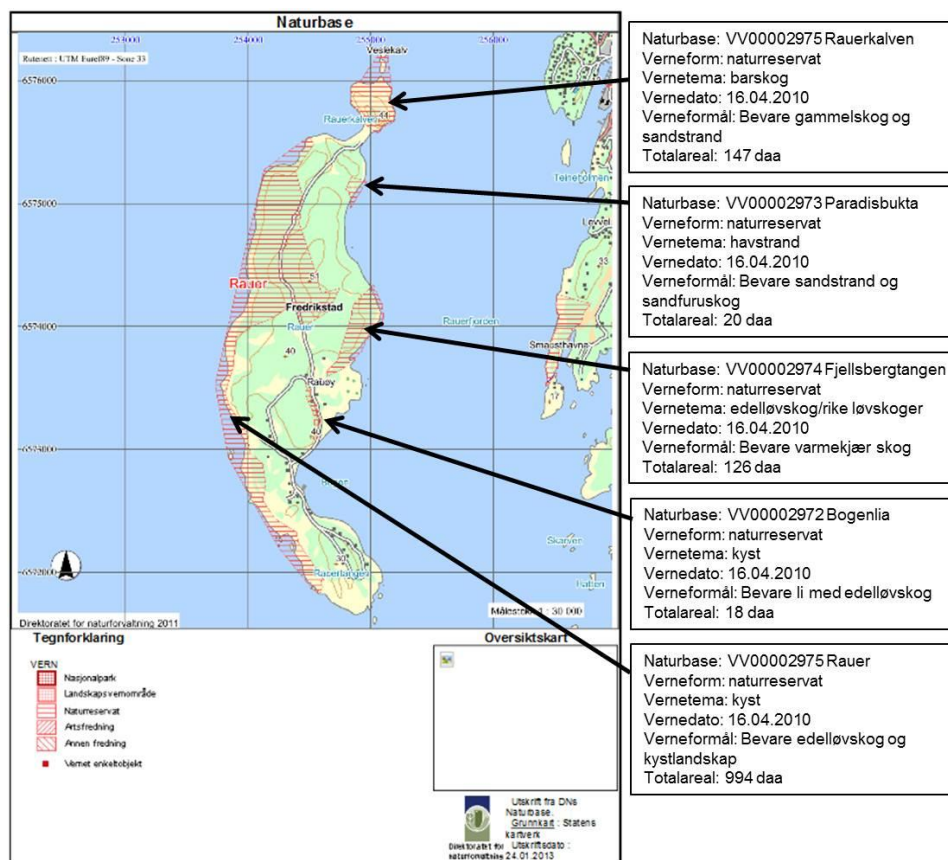


INNHold

1. INNLEDNING	4
1.1. REVISJON	5
2. KARTLEGGING SOMMEREN 2013	5
3. GENERELL SKJØTSEL PÅ RAUER	5
3.1 SAKSGANG	6
3.2 BRUK AV BEITEDYR	7
4. SKJØTSEL AV UTVALGTE LOKALITETER	7
FERDSELSVEIER	9
STRENDENDE SØR FOR RAUERKALVEN	10
PARADISBUKTA	11
SANDGROP, RAUER N	12
OMRÅDE I RAUER NATURRESERVAT, GAMMEL LAUSKOG	13
NATURBEITEMARK VEST FOR FJELLSBERGTANGEN	14
BOGEN N, HAGE	15
FJELLSBERGTANGEN NATURRESERVAT	16
BOGEN N, ÅKERRIKSELOKALITET.....	17
RAUER SØR FOR BOGEN	18
5. KONKLUSJON	19
6. REFERANSER	19

1. INNLEDNING

Rauer med Rauerkalven ligger utenfor Engelsviken i Fredrikstad kommune, Østfold, og har vært i Forsvarets eie siden 1916 da byggingen av Rauøy fort ble startet. Rauøy fort er nå nedlagt, men øya er fortsatt i Forsvarets eie, og brukes til øvingsaktivitet. Øya har et totalareal på temmelig nøyaktig 3 km². Store deler av øya er definert som naturreservat på grunn av den sjeldne floraen og faunaen. Det er knyttet en militær forbudssone til øya, noe som innebærer at folk og båter ikke har lov til å komme nærmere enn 50m. I tillegg til ilandstigningsforbudet er den militære aktiviteten endret noe i forhold til tidligere, blant annet fordi Rauøy fort er lagt ned, samt at elgene som var på øya ble skutt ut i 2003 pga flåttproblemer. Til sammen medfører dette at det er svært lite slitasje på vegetasjonen på øya, og enda mindre de siste 10 årene enn hva det har vært tidligere. Rauer er i biologisk sammenheng trolig den viktigste lokaliteten i hele Oslofjordregionen på grunn av kombinasjonen av spesiell geologi, gunstig klima og lite ferdsel.



Figur 1 Kartet viser grensene for naturreservatene som er registrert på Rauer.

Det ble gjennomført skjøtsel på en del områder i 2005 (Andreassen og Søyland, 2005) som en oppfølging av anbefalingene fra kartleggingen fra 2003 (Wergeland Krog, O.M. 2003), men disse skjøtselstiltakene har ikke blitt fulgt opp videre. Med bakgrunn i usikkerhet rundt hvorvidt naturverdiene på Rauer blir godt nok ivaretatt med dagens skjøtsel, ble det sommeren 2013 gjennomført en kartlegging av de biologiske verdiene på øya og med utgangspunkt i denne utarbeidet en skjøtelsesplan for øya.

etk.

Etter at eigen ble skutt ut har det blitt tettere krat over det meste av øya, noe som på sikt vil påvirke flere av de sårbare artene negativt. Det er behov for å åpne opp vegetasjonen flere steder, særlig på områder der det er registrert mange rødlistede arter. Det beste er om man kan bruke geiter som skjøtselsmetode. Dette må i så fall godkjennes og koordineres med Forsvaret slik at det ikke kommer i konflikt med deres øvingsaktivitet. Dersom det er aktuelt å sette ut betedyr, må områder der dette skal gjøres velges ut i samarbeid med Forsvaret samt en fagperson fra Futura miljø. Alternativt kan man rydde krat med maskin eller manuelt. Vi ser av kartet (Figur 3) at det hovedsakelig er langs ferdsselsveiene det er registrert rødlistede arter, men også på enkelte andre arealer – særlig på den sørlige halvdel. Det kan være et litt feil bilde, siden de fleste registratorene har fulgt ferdsselsveier og åpne områder, men artene som er registrert er også for det meste arter som trenger åpne områder. Det er ønskelig å åpne opp igjen areal som tidligere var mer åpne. Der krattrydding gjennomføres, enten det skjer med betedyr eller manuelt, bør eiketrær fremmes, slik at det er muligheter for fortsatt leveområder for sjeldne insekter knyttet til

3. GENERELL SKJØTSEL PÅ RAUER

Alle registreringer ble lagt i Artsobservasjoner (www.artsobservasjoner.no). Det har i tillegg blitt registrert noe planter i forbindelse med besøk i mai samt i juli/ august. Ideelt sett burde øya ha blitt kartlagt i flere omganger i løpet av sommeren siden man finner ulike arter tidligere og senere. Men basert på de 1450 registreringene som er lagt inn i Artsobservasjoner for 2013, og tilbakemeldinger og vurderinger fra kartleggingene som var på øya i sommer, har vi allikevel fått en god oversikt over hvordan status for naturverdiene er per dags dato, og hva som må til for å beholde dem.

Kartleggingen i 2013 ble koordinert av Samarbeidsrådet for biologisk mangfold (SABIMA) og gjennomført 7.-9. juni. 30 deltagere med eksperter fra ulike artsgrupper deltok, noe som medførte en god oversikt over artsmanngfoldet. Det ble registrert noen nye arter samtidig som gamle, kjente lokaliteter ble besøkt for å undersøke status. Det ser ut til at de verdifulle artene fortsatt har gode bestander på øya, men det har grodd mye igjen de siste 10-15 årene, noe som betyr at det er behov for noen skjøtselstiltak for å hindre for mye gjengroing.

2. KARTLEGGING SOMMEREN 2013

Figur 2 Det rike artsmanngfoldet på Rauer trues av gjengroing av krat.

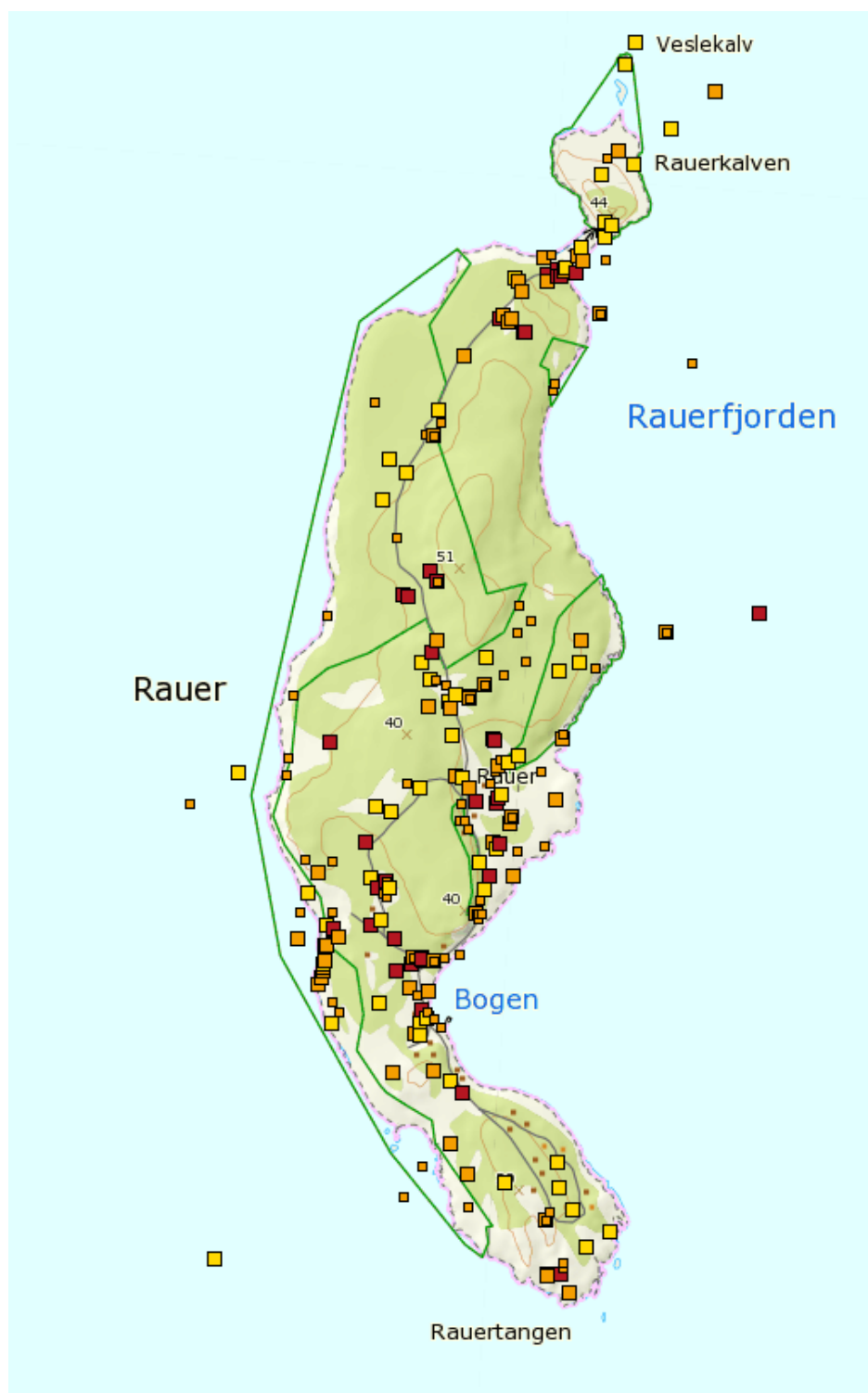


Artsmanngfoldet på Rauer er unikt, og må tas spesielt vare på. For å være sikre på at skjøtelsen gir naturmanngfoldet, er det viktig at det gjøres vurderinger av skjøtselstiltakene underveis. For eksempel er det viktig dersom man bruker betedyr å vurdere etter et par måneder om betedyrket og type betedyr passer i forhold til ønsket skjøtsel. Det kan være at skjøtselstiltak påvirker enkelte arter annerledes enn vi ønsker, og det må være anledning til å justere dette underveis ved behov. Resultatet av skjøtelsen bør uansett evalueres etter ett år, og minimum etterprøves og evt revideres etter fire år.

1.1 REVISJON

3.1 SAKSGANG

Forsvaret ønsker at det skal være litt ufremkommelig på store deler av øya pga deres øvingsaktivitet. Områder som skal skjottes må derfor godkjennes av Forsvaret før igangsetting. Eventuell utsetting av beitedyr på nye områder og hogst av større trær må vurderes av fagperson fra Futura miljø før tiltak igangsettes. Bekjempelse av fremmede arter bør inkludere møte, helst befaring av den som skal utføre sprøytingen sammen med fagperson fra Futura miljø.



Figur 3 Kart over Rauer der registreringer av rødlistede (sjeldne, truede og nær truede arter) arter er plottet inn. Kartet er hentet ut fra Artskart.

3.2 BRUK AV BEITEDYR

Det er ikke ønskelig å sette dyr på beite på hele øya samtidig, fordi det er viktig å kunne vurdere effekten av skjøtsel på ett område før det evt videreføres på andre områder. Det er også viktig for å sikre at geitene ikke skader noen av de sårbare artene ved selektiv beiting og at de ikke kommer i konflikt med øvingsaktiviteten. Man skal være obs på at geiter kan gnage av bark på større trær og dermed føre til at de dør. Dersom det er trær man ønsker å bevare (f.eks eik) på området som skal beites, bør man gjøre egne tiltak for å sikre at geitene ikke skader disse. Beitingen av geiter gir i tillegg den effekten at det blir mindre kratt i tillegg til at det bedrer forholdene for den sårbare vegetasjonen når en del av krattet forsvinner. Enkelte mener også at kasjmirgeiter har positiv effekt ved at flåttmengden minker (pers. ref. kasjmirgeit-eier Helge Haugan)

Løsningen som anbefales, er å velge ut et eller flere områder som kan gjerdes inn med strømgjerde. Gjerdet må settes slik at verken gjerdet eller geitene skaper problemer for Forsvarets øvingsaktivitet. Det foreslås i første omgang prøve ut beiting sør for Bogen (Se kart over). Her er det mye kratt som bør fjernes, samtidig som det bør være greit å avgrense. Området med gammel naturbeitemark ved Grisen Ø, lokalitet 11, må være en del av området som beites/skjøttes. Dersom man får til en grei avtale med husdyreier kan man ha rullerende beiting der man setter dyr på det første området igjen etter noen år. Det anbefales å velge ut områder som ser ut til å ha vært åpne tidligere, men der det er mye kratt i dag.

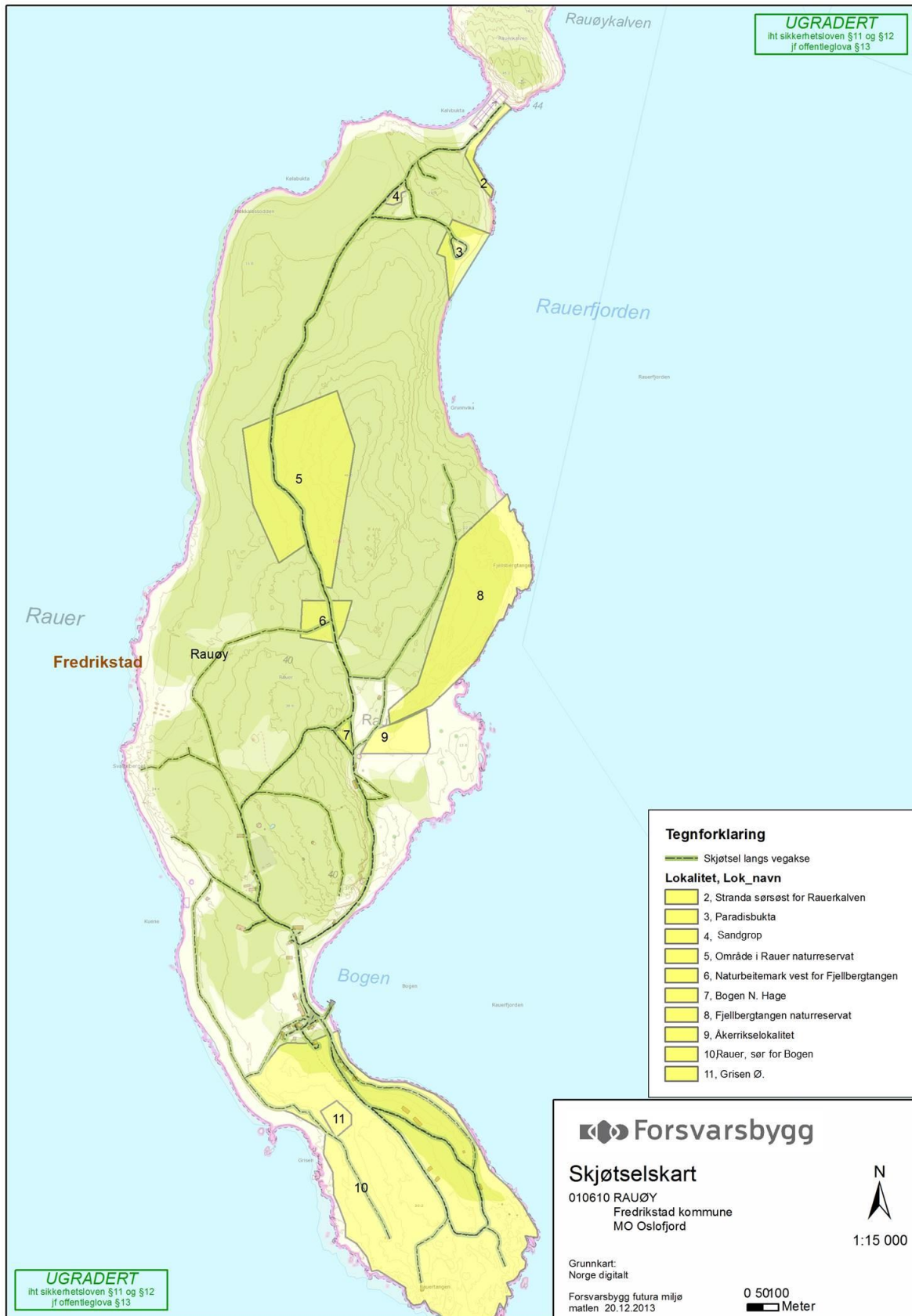
Det er en stor fordel om det er mulig å finne geiter i Østfold. Frakt av dyr over fylkesgrenser fører til mye ekstraarbeid med papirer og veterinærkontroller. Det enkleste er antagelig å kontakte landbruksavdelingen i Fredrikstad kommune, eller evt andre nærliggende kommuner. Det kan også være et alternativ å kontakte Norsk Kasjmirlag (<http://www.norsk-kasjmirgeit.no>) eller Beitepatruljen (www.beitepatruljen.no) for å få hjelp med å opprette kontakt mellom husdyreier og oppdragsgiver. For råd om praktiske forhold som hvordan gjerdene bør settes opp, hvor mange dyr som bør settes ut på ønsket område, må det gjennomføres en befaring sammen med husdyreier. Helge Haugan, geitebonde som har geiter på Håøya ved Oscarsborg, har tilbudt seg å bistå med sine erfaringer dersom vi ønsker råd. Han kan kontaktes på tlf: 92 81 12 28, e-post: helge@pcb.no. Dyra skal sees til en gang i uken for å se etter at de har det bra og sørge for tilgang på ferskvann dersom beiteområdet ikke inneholder naturlig vannkilde. Det anbefales å få til en avtale med husdyreier om at vedkommende selv står for oppsyn med dyrene. Dersom det ikke er mulig, er alternativet at Driftsansvarlig fra Forsvarsbygg Utleie ser til dyrene.

Dersom det ikke er aktuelt med beitedyr, er det behov for å gjennomføre krattkusing og/eller manuell rydding. Dette må i så fall gjennomføres på ettersommeren slik at kjøretøy ikke skader hekkende fugl samt planter før frøsetting.

4. SKJØTSEL AV UTVALGTE LOKALITETER

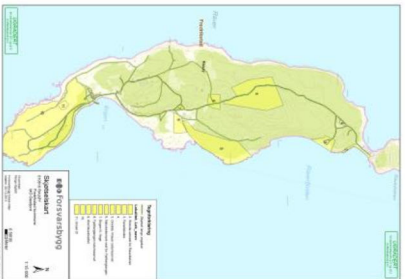
Gjengroing er hovedutfordringen på øya, og det meste av skjøtselsrådene går hovedsakelig på å åpne opp vegetasjonen på øya. Utvalgte områder krever spesielle skjøtselstiltak pga sårbare arter. I tillegg ble det under kartleggingen registrert forekomster av tre svartelistede arter som må bekjempes: sandlupin, parkslirekne og rynkerose. Disse kan dukke opp flere steder og bør bekjempes umiddelbart dersom nye funn oppdages. Viktig at man ikke kutter parkslirekne, og at frø fra sandlupin og rynkerose ikke spres. Flytt ikke på jordmasser fra disse områdene.


Statens naturoppsyn (SNO) har ansvar for oppsyn og skjøtsel i verneområdene jfr lok 2 og 5.







Figur 4 Kart med oversikt over lokalitetene

Nr	1
Navn	FERDSELSVEIER
Områdetype	Ferdelsveier og stier (se inntegninger på kart)
Skildring	<p>Det er tett vegetasjon over store deler av øya. Det ble kjørt med kratkuser langs de viktigste ferdelsveiene i 2012, men langs flere av de andre stiene og veiene har vegetasjonen blitt tett helt inn mot veien/ stien.</p>
Tilstandsmål	<p>Det skal være lysåpent ned til stier og veier, slik at det er lett fremkommelig og at det kommer lys ned til arter som trives i skogkantene.</p>
Skjøtsel/tiltak	<ul style="list-style-type: none"> • Bruke kratkuser på traktor til å rydde 1/2 til 1 meter ut fra veikanten på hver side av veiene. Stier og gamle dyretrakk kan kjøres med ATV med kratkuser. • Krattkusing utføres på seinsommeren, tidligst i slutten av august. Dette for å unngå skader på hekkende fugl samt på planter før frøsetting. • Der det er behov brukes motorsag for å felle større trær. Trærne fjernes fra området. NB! Ikke felle cik annet enn i samråd med fagpersoner på forvaltning av biologisk mangfold. • Skjøtsel ved krattkusing gjenntas ved behov, som er ca hvert tredje år.





Nr	2
Navn	STRENDENDE SØR FOR RAUERKALVEN
	
Områdetype	Sandstrand med rynkerose
Skildring	Lokaliteten tilsvarer lokalitet nr 4 fra BM-rapporten fra 2003. (Wergeland Krogh, O.M. 2003). Dette er en naken strand med bare sand og småstein. I overkant vokser det mye rynkerose <i>Rosa rugosa</i> ned mot stranda, særlig på østsiden.
Tilstandsmål	Målet er å fjerne rynkerosene fordi de er på svartelista i kategorien høy risiko (HI), noe som betyr at de har stor evne til å spre seg og fortrenge andre arter.
Skjøtsel/tiltak	<ul style="list-style-type: none"> • Første år – Rynkerosekrattet kuttes ned til en høyde på ca 30 cm på vinteren. Avkuttet kan samles i en haug og brennes. • Sprøyting med roundup gjennomføres av autorisert personell (godkjent sprøyte-sertifikat) om våren når de nye skuddene har vokst opp 5-15 cm. Området som sprøytes skal skiltes i 7 dager etter sprøyting. NB! Må ikke sprøyte dersom det vokser sjeldne arter helt innpå! Sodaurt (se bilde over) som vokser i dette området er en slik art og må tas hensyn til ved bekjempelse av rynkerose. • Oppfølging – De påfølgende sesongene må området gås over hver vår. Små oppslag kan nappes opp. Større oppslag kan tas med gresstrimmer eller punktsprøytes. • Oppsamling og bortkjøring til sikker behandling. Brenning på stedet kan vurderes, der det ikke påvirker stedlige rødlistearter. Brenning medfører lokal gjødslingseffekt, og bør fortrinnsvis skje i høyvannssonen slik at asken skylles vekk. <p>For å se mer om bekjempelse av rynkerose, se Handlingsplan for bekjempelse av rynkerose, (Direktoratet for naturforvaltning, 2013). Innspill på (og muligens samarbeid om) skjøtsel av rynkerose kan også fås i dialog med SNO v/ Gunnar Bjar 69 24 71 20 / 48 20 12 22 som bekjemper rynkerose i Paradisbukta (lokalitet 2).</p>

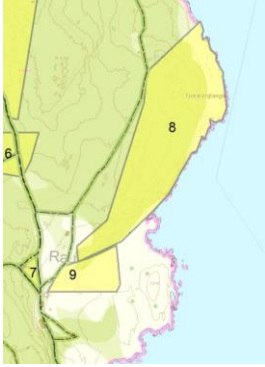
Nr	3
Navn	PARADISBUKTA Forvaltningsmyndighet: Fylkesmannen i Østfold Skjøtselsansvar: Statens naturoppsyn
	
Områdetype	Sandstrand
Skildring	Lokaliteten tilsvarer lokalitet nr 2 fra BM-rapporten fra 2003. (Wergeland Krogh, O.M. 2003) og ble skjøttet som et resultat av anbefalingene etter den kartleggingen (Andreassen og Søyland, 2005).
Tilstandsmål	Målet er å fjerne rynkerosene fordi de påvirker andre viktige arter på stranden negativt.
Skjøtsel/tiltak	<ul style="list-style-type: none"> Bekjempelse av rynkerose utføres av Statens Naturoppsyn (SNO) fordi lokaliteten i dag ligger i et verneområde. <p>Kontaktperson hos Fylkesmannen i Østfold er Geir Hardeng tlf: 69 24 71 22 Kontaktperson hos Statens naturoppsyn er Gunnar Bjar 69 24 71 20 / 48 20 12 22</p>

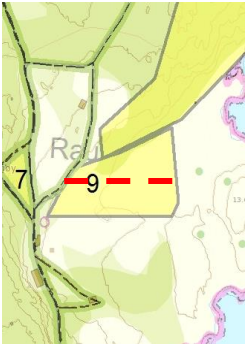

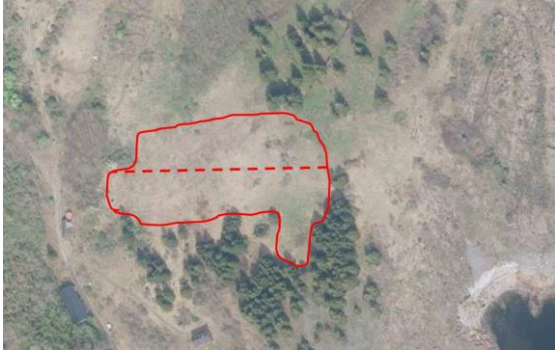
Nr	4
Navn	SANDGROP, RAUER N
	 <p>Bilde før skjøtsel i 2005</p>
Områdetype	Område der det tidligere ble hentet ut sand.
Skildring	Sandgropa er et viktig område for sjeldne insektarter som er avhengige av områder med åpen sand. Området er i ferd med å gro igjen med vegetasjon fordi det ikke lenger er i bruk. Området tilsvarer Lokaltitet 20 i BM-rapporten fra 2003 (Wergeland Krog, O.M. 2003) og ble skjøttet som et resultat av anbefalingene etter den kartleggingen (Andreassen og Søyland, 2005). Skjøtselsanbefalingene har dessverre ikke blitt fulgt opp.
Tilstandsmål	Målet er å holde sandområdet åpent
Skjøtsel/tiltak	<ul style="list-style-type: none"> • Oppslag av trær og busker fjernes – helst ved luking. Dersom rota sitter godt, kan den gjerne graves opp eller man kan bruke bil eller traktor for å dra treet opp med rota. Dette bør gås over årlig da det er mye enklere å fjerne små skudd enn større busker og trær. Dersom det ikke er fremmede arter som fjernes, kan hageavfallet samles et sted der det ikke er rødlistede arter for kompostering eller brenning. • Det oppfordres til å kjøre over området eller å gjennomføre militære øvelser som roter i sanden da dette er viktig for insektenes trivsel.



Nr	5
Navn	<p>OMRÅDE I RAUER NATURRESERVAT, GAMMEL LAUSKOG</p> <p>Forvaltningsmyndighet: Fylkesmannen i Østfold</p> <p>Skjøtselsansvar: Statens naturoppsyn</p>
	 <p>Bilde fra 2005</p>
Områdetype	<p>Området består av edelløvsskog på gammel rullesteinstrand. Flere uvanlige lavarter er funnet i dette området, bla lungenever, fløyelsglye, almelav (NT) og sølvnever. Den nær truede billearten <i>Prionycus ater</i> (NT) er også funnet her. Området omfatter også to av de største, gamle eikene på øya, der det har vært gjort registreringer av eremitt <i>Osmoderma eremita</i> (CR). (Reiråskag. C. et al. 2010)</p>
Skildring	<p>Området inkluderer Lokalitet 8 i BM-rapporten fra 2003 (Wergeland Krogh, O.M. 2003) som ble skjøttet som et resultat av anbefalingene etter den kartleggingen (Andreassen og Søyland, 2005). Skjøtselsanbefalingene har dessverre ikke blitt fulgt opp. Området er i dag en del av verneområdet Rauer, og skjøtselsansvaret ligger derfor hos fylkesmannen i Østfold.</p>
Tilstandsmål	<p>Åpent skogområde. Større almetrær og eiker bør fremelskes slik at de sjeldne artene på øya har egnede habitater også fremover.</p>
Skjøtsel/tiltak	<ul style="list-style-type: none"> Området ligger innenfor verneområdet, og ansvaret for skjøtselen ligger hos Fylkesmannen/SNO. Avgrensingen av området må vurderes og justeres i felt. <p>Kontaktperson hos Fylkesmannen i Østfold er Geir Hardeng tlf: 69 24 71 22 Kontaktperson hos Statens naturoppsyn er Gunnar Bjar 69 24 71 20 / 48 20 12 22</p>

Nr	6
Navn	NATURBEITEMARK VEST FOR FJELLSBERGTANGEN
	
Områdetype	Gammel naturbeitemark med innslag av arter som gulmaure, nikkesmelle, engnellik, engtjæreblom m.fl. Det er også registrert blant annet karminspinner på disse engene.
Skildring	Deler av området er i ferd med å gro igjen med vegetasjon fordi det ikke lenger er i bruk. Området inkluderer lokalitet 31 i BM-rapporten fra 2003 (Wergeland Krogh, O.M. 2003) og ble skjøttet som et resultat av anbefalingene etter den kartleggingen (Andreassen og Søyland, 2005). Skjøtselsanbefalingene har dessverre ikke blitt fulgt opp. Området er avtegnet på flybildet over til høyre. På den sørligste delen av området er det forekomst av en del sandlupin som er en svartelistet art i kategorien svært høy risiko (SE) på Norsk svarteliste 2012.
Tilstandsmål	Åpent engareal. Det skal ikke forekommesandlupin som er en fremmed art i kategorien svært høy risiko (SE) på svartelista.
Skjøtsel/tiltak	<ul style="list-style-type: none"> • Årlig lusing (evt slått) av sandlupin utføres tidlig i juni før blomstring. Området må gås over på ny etter cirka 1 måned for å fjerne eventuelle planter som allikevel har klart å blomstre. Alt plantemateriale må enten legges ut på svart plast for uttørring og deretter brennes eller det samles i svarte søppelsekker ved lusing og levers på kommunens mottak for hageavfall. Hageavfall av lupin må IKKE kastes i naturen! • Fjerning av busker, kratt og småtrær ved bruk av traktor og ryddesag. På området der sandlupinene vokser skal eventuelle blomstrende sandlupiner fjernes før man rydder området for busker og trær. Unngå å kjøre på området der det vokser lupin fordi det kan føre til spredning vha frø som er i jorda og som fester seg til bildekk. Det er en fordel om området gås over årlig og nye oppslag av trær nappes opp. Området må minst gåd over hvert tredje år. • Etter første runde med fjerning av lupin og bartrær kan området gjerne beites istedenfor å skjøttes manuelt dersom det er hensiktsmessig.

Nr	7
Navn	BOGEN N, HAGE
	
Områdetype	Hage med parkslirekne
Skildring	Parkslirekne er i kategorien svært høy risiko(SE) på svartelisten fra 2012. Denne arten bør bekjempes før den får anledning til å spre seg. På Rauer vokser den på et 10-15 m ² stort område i en gammel hage, merket av på flyfoto på bildet til høyre over, UTM32 Ø:596790 N:6566890.
Tilstandsmål	Det skal ikke forekomme parkslirekne. NB! Dersom planten kuttes, kan hver bit vokse opp til en ny plante. Røttene kan gå flere meter under bakken. Man skal derfor unngå å kutte i planten og unngå å grave i jorda i en radius på 5m fra ytterkant før man er helt sikker på at den er bekjempet.
Skjøtsel/tiltak	<p>Parkslirekne er vanskelig å bekjempe manuelt. Vi anbefaler derfor bekjempelse med bruk av Roundup. Fagus (Fløystad, I.S. 2010.) antyder at august antagelig er beste tidspunkt for bekjempelse med plantevernmidler. Diverse hageeiere har prøvd ut mange ulike metoder og har lagt ut sine erfaringer på egne blogger eller på nettsider som hagepraten.no. Den beste anbefalingen ser ut til å være å kutte plantene rett over nest nederste blad – dvs slik at det er to blader igjen på stengelen. Roundup sprøytes deretter ned i stengelen i tillegg til på bladene. Dersom det er behov for å kutte planter fordi det skal gjennomføres kantslått, kutt plantene så langt ned mot bakken som mulig og hell/spray plantevernmiddel ned i stengelen.</p> <ul style="list-style-type: none"> • Det bør brukes høyeste tillatte dose, se etiketten for det valgte preparatet. • Plantevernmiddelet skal påføres plantenes blader og ned i stengelen mest mulig direkte slik at spredning-en i naturen begrenses. På bladene kan det for eksempel påføres med svamp. • Tiltakene skal skje i henhold til Forskrift om plantevernmidler § 17-22. Alle som bruker plantevernmidler skal ha sprøytesertifikat. • Arealet som skal behandles, skal merkes med plakat som er godkjent av Mattilsynet når området er åpent for allmenn ferdsel. http://www.mattilsynet.no/mattilsynet/multimedia/archive/00039/Advarselskilt_for_om_39690a.pdf • Behandlingen må gjentas i minst tre år på samme lokalitet. • Fordi jordstenglene har vist seg å kunne overleve lenge i jord, må området følges opp ytterligere i flere år for å sjekke for nye planter. • Alt hageavfall som inneholder eller kan inneholde planterester av parkslirekne skal samles i svarte søppelsekker og leveres til kommunens mottak for hageavfall. Eventuelt må det oppbevares i søppelsekker til det er råtnet eller det må brennes. Det må ikke ligge åpent med kontakt til jorda, da de vil slå rot til nye planter!

Nr	8
Navn	FJELLSBERGTANGEN NATURRESERVAT Forvaltningsmyndighet: Fylkesmannen i Østfold Skjøtselsansvar: Statens naturoppsyn
	 
Områdetype	Edelløvskog med innslag av en del eik (Reiråskag, C. et al. 2010)
Skildring	Skogsområdet har grodd en del igjen med kratt.
Tilstandsmål	Åpent skogområde. Større almetrær og eiker bør fremelskes slik at de sjeldne artene på øya har egnede habitater også fremover.
Skjøtsel/tiltak	<ul style="list-style-type: none"> Området ligger innenfor Fjellsbergtangens naturreservat, og ansvaret for skjøtselen ligger hos Fylkesmannen/SNO. Det er nok ikke aktuelt å skjøtte i hele naturreservatet. Mer nøyaktig avgrensning må vurderes og tilpasses i felt. <p>Kontaktperson hos Fylkesmannen i Østfold er Geir Hardeng tlf: 69 24 71 22 Kontaktperson hos Statens naturoppsyn er Gunnar Bjar 69 24 71 20 / 48 20 12 22</p>

Nr	9
Navn	BOGEN N, ÅKERRIKSELOKALITET
  	
Områdetype	Eng med spillende åkerrikse i 2013.
Skildring	Åkerrikse spilte intenst på enga under kartleggingen i 2013. Åkerrikse er kritisk truet (CR) og det er derfor viktig at enga skjottes med tanke på denne sjeldne fuglen (Direktoratet for naturforvaltning, 2008). Det var mye brennesle og andre ugrasarter på dette området under kartleggingen i juni 2013, men flere funn av lerkespore ved besøk i mai tyder på at det tidligere har vært mer artsrikt.
Tilstandsmål	Åpen eng som slås årlig og som derved favoriserer tilstedeværelse av åkerrikse. Enga deles i to og det rulleres på å slå sørlige og nordlige del av enga.
Skjøtsel/tiltak	<ul style="list-style-type: none"> • Slått med slåmaskin (helst tohjuls slåmaskin) i siste halvdel av august. • Området deles i to fra veien og rett østover (se kart og flyfoto over) slik at halvparten slås det ene året, og den andre halvdel den neste året. Eks: I 2014 slås den sørlige halvdel. I 2015 slås den nordlige halvdel. I 2016 slås den sørlige halvdel igjen osv. • Området skal slås slik at man kjører frem og tilbake – ikke i sirkel – da dette kan medføre at man sperrer åkerrikse inne i midten. Åkerrikse trenger en rømningsvei der den kan være i skjul.

Nr	10
Navn	RAUER SØR FOR BOGEN
	 <p>Bilde fra skjøtsel i 2005</p>
Områdetype	Åpent kystlandskap med både små og større områder med urterik natureng. Området er under sakte gjengroing.
Skildring	Området omfatter blant annet lokalitet 27 fra BM-rapporten i 2003, som er en naturbeitemark. Store deler av øya har grodd til med mye kratt, noe som på sikt vil virke negativt inn på en del sårbare arter som er avhengige av mer lys-åpne engarealer. Det antas at enga ved Grisen Ø tidligere har vært mye større. Enga er fortsatt svært artsrik, og det antas derfor med at vi raskt vil se positiv effekt av skjøtsel/beiting i området rundt enga. Det er også flere arealer med samme artssammensetning innenfor lokalitet 10 som har samme kvaliteter.
Tilstandsmål	Målet er å få fjernet krattvegetasjon på en del områder som tidligere var åpne, for å gi gode vekstvilkår for de sårbare artene som trenger åpne engarealer på Rauer. Området rundt enga ved Grisen Ø er et godt sted å starte. Hvor stort areal som blir skjøttet i første omgang er avhengig av Forsvarets ønsker og behov, og hva som er praktisk og gjennomførbart med tanke på eventuelle beitedyr og/eller manuell rydding.
Skjøtsel/tiltak	<ul style="list-style-type: none"> • Det anbefales å bruke geiter som skjøtelsesmetode på dette området. Dersom det skal settes ut geiter, er det en del hensyn å ta. Se kapittel 3 om skjøtsel med geiter. Alternativt kan man rydde med ryddesag og/eller traktor på høsten etter frøsetting, dvs fra slutten av august.

5. KONKLUSJON

Artsmangfoldet på Rauer er fortsatt på høyden, men med noen års gjengroing kan det fort endre seg dramatisk pga av at tett kratt og store trær skygger ut de sjeldne artene. Det er derfor viktig at vegetasjonen på øya skjottes. De fremmede artene må følges opp årlig, mens åpning av områder kan gå på rullering slik at ikke alt må tas på ett år. Det er viktig at Forsvaret og fagperson fra Futura miljø involveres ved utvelgelse av områder for skjøtsel med beitedyr og krattrydding. Dette gjelder ikke for skjøtsel langs ferdselsveier. Bekjempelse med plantevernmidler skal kun utføres av autorisert, kurset personell, og under veiledning fra fagperson på Futura miljø. Håndtering av avfall fra fremmede, uønskede arter skal gjøres på forsvarlig måte. Enten ved uttørring og brenning eller ved at det samles i svarte søppelsekker og leveres på kommunens mottak for hageavfall.

6. REFERANSER

- Andreassen, Ø. og Søyland, R. 2005. Skjøtselstiltak i viktige lokaliteter for biologisk mangfold, Rauøy Fort 2005. Forsvarsbygg.
- Direktoratet for naturforvaltning, 2013. Handlingsplan mot rynkerose *Rosa rugosa*. Rapport 1-2013
- Direktoratet for naturforvaltning, 2008. Handlingsplan for åkerrikse *Crepis crex*. Rapport 2008-3
- Fremstad, E. 2012. Artsdatabankens faktaark ISSN1504-9140 nr. 241. Om hagelupin.
- Fremstad, E. 2012. Artsdatabankens faktaark ISSN1504-9140 nr. 246. Om parkslirekne.
- Reiråskaug, A. et al. Kartlegging av eremitt og hule eiker på Rauer aug 2010.
- Wergeland Krog, O.M, 2003. BM-rapport nr. 60 -2003. Biologisk mangfold på Rauøy fort, Fredrikstad kommune, Østfold.

Nettsider:

Beitepatruljen: <http://www.beitepatruljen.no>

Norsk Kasjmirslag: <http://www.norsk-kasjmirgeit.no>

Artskart: <http://www.artskart.artsdatabanken.no>

Bekjempelse av parkslirekne: <http://fagus.no/system/files/publikasjoner/2010-bekjempelse-av-parkslirekne.pdf>

Bekjempelse av lupin:

http://fylker.miljostatus.no/Global/Oslo%20og%20Akershus/Dyr%20og%20planter/2010-bekjempelse-av-lupin_AJalP-file2973.pdf



Forsvarsbygg Futura Miljø

Gnr. 615, bnr. 1, 3 & 5 Torp

Naturverdier og biologisk mangfold



16.08.2017

Biotop 

Gnr. 615, bnr. 1, 3 & 5 Torp

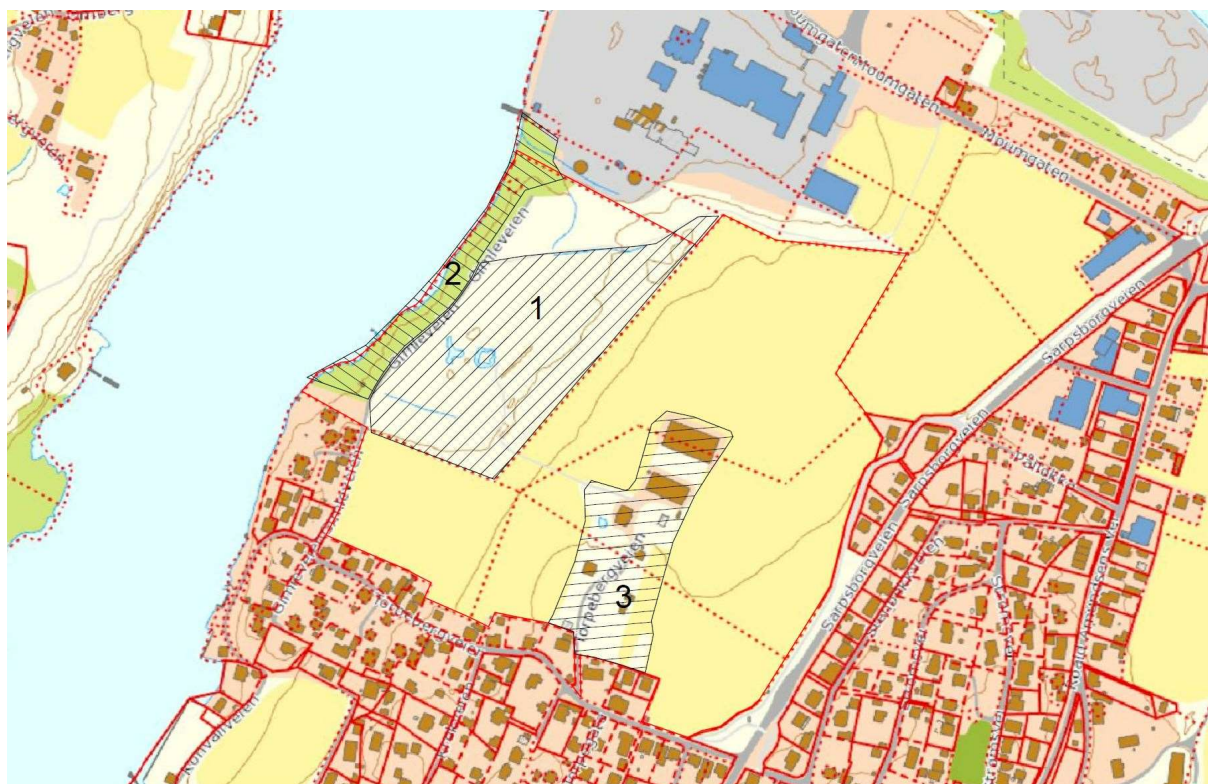
Naturverdier og biologisk mangfold

1 Innledning

Eier av eiendommen med gårds- og bruksnummer 615/1, 3, 23 og 24 på Torp, Fredrikstad kommune, ønsker en naturkartlegging av arealene 615/1, 3 og 5.

Eiendomsteig 615/5 leies av oppdragsgiver. I den forbindelse har Biotop fått i oppdrag å gjennomføre en biologisk kartlegging av naturverdier. Dette innebærer gjennomgang av tilgjengelig informasjon, samt befaring av eiendommen med fokus på kartlegging av terrestriske naturtyper og karplanter. I tillegg ble gårdsdammen undersøkt for amfibier.

Totalt er eiendommen ca 210 daa, og består av bygningsmasse med opparbeidet hage/parkanlegg, dyrket mark og naturbeitemark med en kantsone mot Glomma. Denne rapporten tar for seg områdene merket sone 1, 2 og 3 – ca 53 daa (figur 1).



Figur 1

2 Metode

Utredningen er utført med utgangspunkt i tilgjengelig informasjon over eiendommen på nett og befaringer med kartlegging av naturtyper og registrering av arter med fokus på karplanter.

Tilgjengelig informasjon er i hovedsak hentet fra miljødirektoratets karttjeneste Naturbase.no, artsdatabankens artskart, samt Fredrikstad kommunes karttjeneste, Kartklient Fredrikstad.

Befaringer ble utført mandag 19. juni, torsdag 6. juli, mandag 31. juli, onsdag 2. august og mandag 7. august. Karplantene har variasjon i vekst og blomstring, ved å spre befaringsene i løpet av vekstsesongen ble flere arter registrert. Jmf. bestilling er karplantene registrert i artsliste (vedlegg 3).

Eiendommen er delt inn i soner ut ifra naturtyper (figur 2). Naturverdien til hver sone er beskrevet, og det er også foreslått hensyn og skjøtselstiltak i hver sone.



Figur 2 Ortofoto av lokalitetene som er kartlagt inndelt i soner

2.1 Usikkerhet

Naturkartleggingen som er utført har fokusert på karplanter, og det ble derfor ikke foretatt en fullstendig kartlegging av det biologiske mangfoldet. Det er derfor sannsynlig at arter med stor eller svært stor forvaltningsinteresse ikke ble kartlagt. Foruten karplanter er flere rødlistede beitemarksopper og insekter knyttet til naturtypen naturbeitemark (§ 9 Føre-var-prinsippet, Naturmangfoldloven).

Det er spesielt stor sannsynlighet for at lokaliteten med naturbeitemark har forekomster av rødlista sopparter, da en rekke sjeldne beitemarkssopp er tilknyttet denne naturtypen. Rødlista sopp ser heller ikke ut til å foretrekke kalkgrunn fremfor kalkfattige lokaliteter på samme måte som karplantene. Det kan derfor være interessant å kartlegge sopp på lokaliteten.

2.2 Kategorisering av rødlistearter

Rødlistevurdering av arter baserer seg på tilstanden og utviklingen til artens bestander eller leveområder. En art kan bli rødlistet hvis artens bestander eller leveområder gjennomgår en rask reduksjon, bestandene eller leveområdene er små og fragmenterte og de er i nedgang, eller hvis det finnes svært få individer av arten eller den finnes på svært få lokaliteter. For arter omtalt i rapporten som er på rødlista (2015), gjelder følgende kategorisering:

RE – Regionalt utryddet

CR – Kritisk truet

EN – Sterkt truet

VU – Sårbar

NT – Nær truet

LC – Livskraftig

DD – Datamangel

På rødlista regnes artene i kategoriene kritisk trua (CR), sterkt trua (EN) og sårbar (VU) som truete arter.

2.3 Kategorisering av naturtyper

Norsk rødliste for naturtyper (2011) inneholder prognoser for naturtypers risiko for å dø ut eller forsvinne fra Norge. Rødlista omfatter 80 naturtyper, hvorav halvparten er regnet som truet i dag.

Påvirkninger av naturtyper, enten som reduksjon i areal eller tilstand, forårsaket av menneskelig aktivitet, er den klart viktigste faktor når det gjelder risikoen for at naturtyper skal forsvinne. For naturtyper på rødlista, gjelder følgende kategorisering:

RE – Forsvunnet

CR – Kritisk truet

EN – Sterkt truet

VU – Sårbar

NT – Nær truet

LC -Økologisk tilfredsstillende

På rødlista regnes naturtyper i kategoriene kritisk trua (CR), sterkt trua (EN) og sårbar (VU) som truede naturtyper. Norsk rødliste for arter (2015) og Norsk rødliste for naturtyper er utarbeidet av Artsdatabanken i samarbeid med flere vitenskapelige institusjoner. Artsdatabanken er gitt mandat av kunnskapsdepartementet.

3 Tilgjengelig informasjon

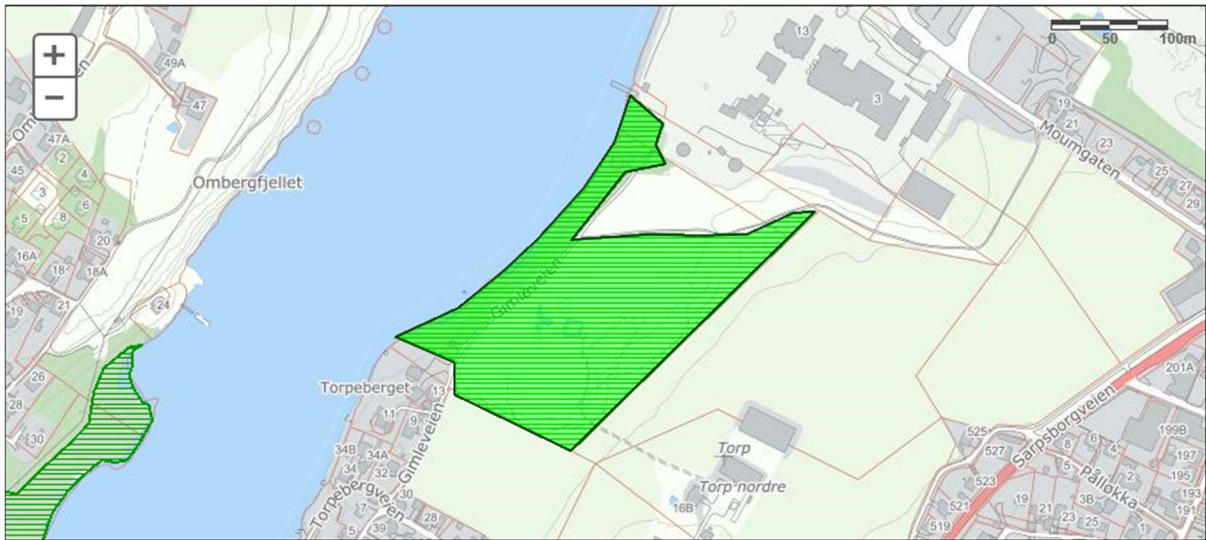
3.1 Naturbasen

Naturbasen er et verktøy fra Miljødirektoratet som presenterer kartfestede data som brukes som grunnlag til beslutning i arealforvaltningen. Naturbasen gir blant annet oversikt over kartlagte områder med viktige naturtyper, arter av nasjonal forvaltningsinteresse, naturvernområder og verdifulle kulturlandskap.

Datamaterialet i naturbasen presenteres i faktaark over forekomster av naturtyper som er vurdert som svært viktige (A), viktige (B) og lokalt viktige (C) for biologisk mangfold. Disse lokalitetene befinner seg både innenfor og utenfor områder som er vernet etter naturmangfoldloven/naturvernloven. Utenom verneområdene må disse verdiene ivaretas primært gjennom sektorenes arealforvaltning.

I naturbasen er sone 1 og 2 registrert med områdenavn «Torp V» med naturtypen naturbeitemark og utforming frisk fattigeng (figur 3). Kartleggingen er utført i 2009 og er tillagt verdi B; viktig, da den sees i sammenheng med tilsvarende naturtype i vest på andre siden av Glomma. Vedlegg 1 viser faktaarket i sin helhet.

Lokaliteten er beskrevet til å være i god hevd med hest på beite. Det ble ikke foretatt fullstendig kartlegging av lokaliteten, men enkelte nøkkelarter nevnes. Det bemerkes at det er potensial for spesielle arter av både planter, sopp og insekter på lokaliteten.



Figur 3

På eiendommen er det også registrert forekomst av utvalgt naturtype «Hule eiker» med faktaark i naturbasen, sone 3 i rapporten. Naturtypen er registrert på grunnlag av en hul sommereik, med omkrets 260 centimeter (registrert 12.07.2012). Eika er ikke synlig hul. Hule eiker er tilknyttet forskrift for utvalgte naturtyper (DN 2011). Verdien er satt til lokalt viktig. Vedlegg 2 viser faktaarket i sin helhet. På figur 4 er plassering av eika registrert med grønt punkt.



Figur 4

3.2 Naturtypen Naturbeitemark

Naturtypen Naturbeitemark inngår i DN-håndbok 13 (2006) som en spesielt viktig naturtype for biologisk mangfold. Eiendommen inneholder et område med naturbeitemark, angitt som sone 1 i rapporten.

Naturbeitemark er en artsrik naturtype med høy andel habitatspesialister og rødlistearter. Spesielt er mange karplanter, insekter og sopp knyttet til naturbeitemark.

Karplantemangfoldet er størst på kalkrik grunn i lavlandet. Naturtypen er vidt utbredt i Norge, men ugjødslet beitemark i god hevd går tilbake som følge av endringer i landbruket. Naturtypen er også utsatt for nedbygging. På bakgrunn av dette er kulturmarkseng som helhet vurdert som sårbar (VU) i Norsk rødliste for naturtyper.

Alle forekomster som er i god hevd anses som viktige, med mindre lokaliteten er sterkt negativt påvirket på annen måte. Beiting er en nødvendig forutsetning for at naturtypens verdier opprettholdes, og det er viktig at beitetrykket reguleres. For sterkt beitetrykk fører til tråkkskader og slitasje, og for svakt beitetrykk fører til gjengroing.

Ulike husdyrslag beiter på ulikt vis. Sau er eksempelvis mer selektive enn storfe, da sau har kløyvd tunge og plukker de artene de foretrekker, mens storfe river av urter og gras med tunga og beiter hardere. Hest biter av gresset nær bakken slik at det kan likne nyklipt plen, men utelater gjerne enkelte arealer inne på beite som kan føre til delvis gjengroing så fremt ikke beitetrykket er stort nok. Vekselbeiting av ulike husdyrslag er positivt der det lar seg gjøre (Bratli, H. et al. 2012).

Verdisetting av lokaliteten av naturbeitemark gjøres ved å se på 5 parametere; artsmangfold, antall rødlistearter i de ulike kategoriene, størrelse, grad av hevd og påvirkning. Se figur 5 nedenfor (Noe forenklet etter NIN versjon 2.0).

Parameter	Lav vekt (C)	Middels vekt (B)	Høy vekt (A)
Størrelse	0,5 - 1 daa	1 - 2 daa	Over 2 daa
Artsmangfold	Minst 15 kjennetegnedede arter	Minst 20 kjennetegnedede arter	Minst 30 kjennetegnedede arter
Rødlistearter	NT/DD: 1-2	NT/DD: 3-4 eller VU: 1	NT/DD: minst 5, eller VU: minst 2, EN eller CR: 1
Tilstand	Noe gjengroing med noe spor etter gjødsling	Lite gjengroing. Kan ha svakt til middels beitetrykk. Vanligvis ingen eller svake spor etter gjødsling	Uten gjengroing. I bruk og uten tegn til gjengroing. Passe godt beitetrykk. Ingen eller svært svake spor etter gjødsling.
Påvirkning	Svært ekstensiv bruk, eller opphørt bruk, men fortsatt tydelig preg av semi-naturlig eng. Noe påvirket av tekniske inngrep eller forurensning. Noe preget av fremmede arter.	Svært ekstensiv hevd eller ekstensiv hevd med svake spor etter intensiv hevd. Liten påvirkning fra tekniske inngrep og forurensning. I liten grad preget av fremmede arter.	Moderat ekstensiv bruk. Ubetydelig påvirkning fra tekniske inngrep og forurensning. Ubetydelig preget av fremmede arter.

Figur 5

Lokaliteten av naturbeitemark verdisettes etter kriteriene i figur 5 og ut i fra retningslinjene nedenfor:

Lokalt viktig C: Oppnådd terskelverdi størrelse og tilstand eller påvirkning, samt enten for artsmangfold eller for rødlistearter. Oppnådd høy verdi for tilstand og påvirkning alene.

Viktig B: Oppnådd middels vekt på størrelse og tilstand eller påvirkning, samt middels vekt enten for artsmangfold eller for rødlistearter. Eller lav vekt på størrelse, tilstand eller påvirkning og høy vekt enten for artsmangfold eller for rødlistearter.

Svært viktig A: Oppnådd høy vekt på størrelse og tilstand eller påvirkning, samt høy vekt enten for artsmangfold eller for rødlistearter.

3.3 Naturtypen Store gamle trær

Naturtypen «Store gamle trær» er en av 56 naturtyper som er antatt å være spesielt viktig i biologisk mangfold-sammenheng (DN-håndbok 13 2006). Eiendommen inneholder flere store gamle trær i hage/parkanlegget tilknyttet bygningsmassen på gården, tilsvarende sone 3 i rapporten.

Store gamle trær er viktige livsmiljø for en rekke arter inkludert rødlistearter. Dette gjelder blant annet en rekke bark- og vedboende arter av lav, moser, sopp, insekter og også noen virvelløse dyr. Mange av artene er spesialister og finnes kun på store gamle trær, noen også kun på et spesifikt treslag.

Edellauvtrærne har størst tilknyttet artsmangfold. Eksempelvis, og relevant i denne sammenheng, er det for store asketrær registrert 754 ulike arter hvorav 109 er rødlista. Eik står i en særstilling, og spesielt gamle hule eiker, hvor det er kjent at hele 1500 arter benytter eika som habitat.

For at et tre skal ha verdi som «Store gamle trær» må det ha en viss omkrets målt i brysthøyde (130 cm over bakken). Kriteriene varierer for de ulike treslagene. Kun treslag relevante for rapporten er oppgitt:

Eik og ask >200 cm (>63 cm diameter i brysthøyde, dbh)

Bjørk, selje og osp >250 cm (>80 cm dbh)

Tetthet av store gamle trær i landskapet anses også som viktig for å sikre spredning av arter. Verdien av store gamle trær øker også når det er flere store gamle trær i nærheten

3.4 Utvalgt naturtype Hule eike

På eiendommen står det ei stor grov sommereik med diameter i brysthøyde på 82 cm. Eiketrær kan bli over 1000 år gamle og er det treslaget som huser flest arter. Hele 1500 arter av blant annet vedboende sopp og insekter lever i store grove eiketrær, mange av de er spesialister. Antallet arter øker desto eldre trærne blir og at de får utviklet grov sprekkebark og hullheter. Dersom eika har en diameter i brysthøyde på minst 63 cm er den en utvalgt naturtype, selv om den ikke er synlig hul.

For eika på eiendommen gjelder forskrift om utvalgte naturtyper etter naturmangfoldloven (DN 2011). Naturmangfoldloven §53 første ledd bestemmer at det ved utøving av aktsomhetsplikten etter §6 skal tas særskilt hensyn til forekomster av utvalgte naturtyper for å unngå forringelse av naturtypens utbredelse og forringelse av økologisk tilstand.

4 Resultater fra befaring med hensyn og skjøtselstiltak



Figur 6 Soneinndeling etter naturtype

4.1 Sone 1



Figur 7

Naturtype: Naturbeitemark

Beskrivelse: Frisk kalkfattig eng. Lokaliteten (29,2 daa) ligger i et område med intensivt drevet jordbrukslandskap og fremstår i den sammenheng som et restareal ned mot Glomma. Området avgrensnes mot Glommastien i nord og vest, og mot dyrket mark i sør og øst. Lokaliteten er dominert av gress og urter, men har også spredte samlinger av trær og busker (figur 7). Artsliste over karplanter på aktuelle deler av eiendommen er vedlagt (vedlegg 3, markert sone 1).

På deler av området er gjengroingen markant. Enkelte trær er store og grove, blant annet ei selje med diameter i brysthøyde på 63cm (figur 8a). Det er enkelte forekomster av berg i dagen (figur 8b), noen små koller og et fuktig drag skjermet av en liten bestand svartor (*Alnus glutinosa*, figur 8c). Forekomsten av trær gjør at utformingen enkelte steder nærmer seg naturtypen hagemark. Det er mest svartor, hegg og selje på lokaliteten, men også en god del ask, gråor, og mindre trær som krossved, hagtorn og eple (forvillet). Mange trær er mellom 10-20 meter høye.

Området ble benyttet til beite frem til 1964, da med storfe med godt beitetrykk. Årene frem til 2002 ble området brukt til andre formål før det igjen ble beitet av hester. Denne sesongen (2017) beiter 2 hester innenfor området (figur 9a). På enkelte områder med gress og urter er beitetrykket godt, mens på andre områder dominerer kratt og buskvegetasjon som hestene ser ut til å unngå. Flekkvis har mjødurte dannet større bestander, og også bringebær og stornesle danner krattvegetasjon enkelte steder. Det er registrert noen få forekomster av rødhyll (*Sambucus racemosa*) og kanadagullris (*Solidago canadensis*), begge er fremmede arter.



Figur 8 a-c Grov selje, berg i dagen og fuktig drag med svartor i kanten

Rødlistearter: Ask (VU)

Verdi: Viktig. Naturtypen i sin helhet er på rødlista som sårbar (VU). Lokaliteten har et rikt artsmangfold av karplanter sett ut ifra abiotiske forhold. At beitemarka ligger i et jordbrukslandskap med kun fragmenter av kulturmarksenger og kantsoner forsterker verdien av lokaliteten som habitat for ulike arter. Som nevnt i faktaarket i naturbasen (vedlegg 2) tillegges det verdi at lokaliteten ligger nær tilsvarende lokalitet på andre siden av Glomma. Dette skaper mulighet for spredning av arter og også utveksling av gener.

Det er kun registrert funn av 1 truet art. Dette er ikke overraskende da de fleste karplantene på den norske rødlista er tilknyttet kalkrike lokaliteter av naturtypen. Verdien anses likevel som viktig, da også denne grunntypen naturbeitemark er truet i nasjonal sammenheng.

Ved å verdisette lokaliteten etter parameterne i figur 5 får vi dette resultatet;

Parameter	Verdisetting
Artsmangfold	Middels (Vedlegg 3, sone 1)
Rødlistearter	Middels (1 art; VU)
Størrelse	Høy (29,2 daa)
Tilstand, hevd	Lav/Middels
Påvirkning	Middels

Dette gir totalt sett lokaliteten verdi B – viktig.

Dette samsvarer med naturbasen og kartleggingen av lokaliteten i 2009.

Hensyn og skjøtselstiltak: Gjengroingen er markant på deler av lokaliteten og må beskjæres for å opprettholde verdien. Manuell rydding av ungskog og kratt foretas der det er behov, men helst i omganger, da rask åpning av marka kan gi grobunn for uønskede arter. Fremmede arter bør fjernes.

Det er også et behov for å øke beitetrykket. Ved å øke beitetrykket vil enga øke i verdi og vil fungere som viktig restaureringsareal for tilgrensende biomangfoldlokaliteter. Denne sesongen beiter 2 hester innenfor området, dette er ikke tilstrekkelig for å hindre gjengroingen. Beitetrykket bør økes til 4-5 hester, eventuelt skifte til storfe eller sau. Ta kontakt med en landbruksrådgiver ved skifte av husdyrslag for veiledning på antall dyr, da ulike raser av storfe og sau krever ulik mengde fôr og fôr kvalitet. Gjødsling utover naturgjødning fra beitedyra må unngås. I tillegg bør saltstein og tillegsfôring unngås.



Figur 9 a-b Hester på beite, urte- og gressrik eng

4.2 Sone 2



Figur 10

Naturtype: Småbiotoper (DN-håndbok 13 2006)

Beskrivelse: Kantsone (8,2 daa) langs Glomma avgrenset av Glommastien mot øst, næringsområde i nord og bolighus i sør. Kantsonen består av urterik mark med tett lauvtrevegetasjon mot turstien, og noe mer glissen bunnvegetasjon med overhengende lauvtrær langs elva (figur 10). Ved elvebredden er det tydelige spor etter telgverkindustri med knust teglstein.

Selje, svartor, ask, rødhyll og krossved dominerer i tresjiktet, mens bringebær og parkslirekne danner stedvis tett krattvegetasjon i busksjiktet. Rødhyll (*Sambucus racemosa*) og parkslirekne (*Reynoutria japonica*) er fremmede arter. Et bredt belte på 20x10 meter langs turstien er tett bevokst med parkslirekne (figur 11).



Figur 11 Tett bestand av parkslirekne (*Reynoutria japonica*)

Rødlistearter: Ask (VU)

Verdi: Mindre viktig. Småbiotoper forekommer i kulturlandskapet over hele landet, og mange steder har de en viktig økologisk funksjon som tilfluktssteder for arter da arealene rundt er intensivt utnyttet. Verdien til småbiotopene øker desto mer fragmentert de forekommer i landskapet. Denne lokaliteten er ikke et lite fragment i så måte, men del av en større kantsone langs Glomma. Den har likevel noe verdi som spredningskorridor for arter. En god del av lokaliteten er preget av fremmede arter som utgjør en trussel mot stedegne arter.

Hensyn og skjøtselstiltak: Fremmede arter bør fjernes. Parkslirekne sprer seg spesielt raskt og utkonkurrerer stedegne arter. Det er viktig å hindre at den sprer seg til lokaliteten med naturbeitemark. Bekjempelse av parkslirekne er ikke helt enkelt, da små plantedeler som får kontakt med jord vil danne nye skudd. Se vedlagt link om bekjempelse.

<http://fagus.no/system/files/publikasjoner/2010-bekjempelse-av-parkslirekne.pdf>

Rødhyll er en busk/lite tre som kan bli opptil 5 meter høy. Den kan enkelt fjernes ved beskjæring. Kun få forekomster ble registrert av rødhyll.

4.3 Sone 3



Figur 12a-b Tuntreet på gården, gårdsdam

Naturtype: Hage/parkanlegg

Beskrivelse: Hage/parkanlegg (16,1 daa) i tilknytning til bygningsmasse med blant annet våningshus, kårbolig, stabbur og smie. Foran hovedinngangen til våningshuset står tuntreet på gården, en stor hul hestekastanje (*Aesculus hippocastanum*) på 85cm i diameter brysthøyde (figur 12a). Sørvest for huset ligger en gårdsdam (figur 12b). Store lauvtrær ruver med store kroner i hage/parkanlegget. De fleste i ytterkantene av tunet. Det er flest store asketrær (*Fraxinus exelcior*), men også store trær av bjørk, osp, selje og sommerekik, i alt 31 store trær. Det er opparbeidete plener rundt bygningene, blomsterbed ved våningshuset, prydbusker og hekker i tilknytning til boligene og i tillegg to grupperinger av et fåtalls frukttrær.

Sommereika (*Quercus robur*), står lysåpent sørøst på tomta mot Torpebergveien (figur 13a). Den er 82 cm i diameter i brysthøyde, har grov sprekkebark og vid lysåpen krone - trolig hul. 6 asketrær har en diameter i brysthøyde på mer enn 63cm, og den eldste bjørka på gården (plantet 1870) er målt til 82cm diameter brysthøyde.

Vedlegg 4 gir en oversikt over samtlige store trær med koordinater og diameter brysthøyde.

Gårdsdammen måler i dag ca 5x5 meter og har sunket noe i vannstand etter grøfting i 2016. Dammen huser en god bestand av både stor salamander (*Triturus cristatus*) og liten salamander (*Triturus vulgaris*), flere larver er observert under befaring 2. og 7. august i år (figur 17). Det er observert og fotografert voksent individ av stor salamander noen få meter fra dammen 11. mai 2014 (figur 15). Bilder av salamanderlarver er oversendt til-

og artsbestemt av Dag Dolmen, dr.philos. ved NTNU, ekspert på amfibier og reptiler. I tillegg er dammen ynglested for en rekke insekter.

Rødlistearter: Ask (VU), stor salamander (NT)



Figur13 a-b Sommereik (*Quercus robur*), eikas omkrets målt til 260 cm

Verdi: Viktig. Sommereika har spesielt stor verdi da den med sine 82cm i dbh (kriteriet er minst 63cm dbh) omfattes av forskrift for hule eiker som utvalgt naturtype. Eika på eiendommen har ikke synlige hullheter, men er trolig innhul. Den har grov sprekkebark. Eika er plassert i god avstand fra andre trær og har dermed utviklet en vid lysåpen krone som er en forutsetning for flere habitatspesialister. I tillegg har eik i den dimensjonen utallige mikrohabitater i bark, ved og rotsystem.

Parktrærne av ask har stor verdi da ask er registrert som sårbar (VU) på den norske rødlisten (figur 14 a-b), og spesielt de 6 asketrærne med dimensjon på over 63cm i dbh. Disse trærne er viktige kulturlandskapselementer og representerer lang kontinuitet. En gadd (stående dødt tre) av ask sørøst i parkanlegget (70cm dbh) vil kunne fungere som habitat for en rekke spesialister på død ved i titalls år fremover. Det er også av verdi at trærne har nærhet til andre store trær.

Gårdsdammen har stor verdi da den er habitat for amfibier og insekter. Norske amfibier er fredet etter viltloven og Bernkonvensjonen. Dammen er spesielt viktig som leve- og yngleområde for våre to arter av salamandere. Stor salamander er registrert som nær truet (NT) på den norske rødlista.



Figur 14 a-b Grov ask, store asketrær i parkanlegget



Figur 15 voksent individ av storsalamander fotografert av Eirik Torp.

Hensyn og skjøtselstiltak: De store parktrærne bør få stå og eldes på rot. Kun beskjæres hvis det er fare for at greiner kan falle ned og forårsake skade. Da sommereika omfattes av egen forskrift (se link fra Lovdata nedenfor), er det viktig å sette seg inn i lovverk og handlingsplan før man eventuelt foretar beskjæringer av eika eller utfører gravearbeider i nærheten. Enkelte tiltak er meldepliktig.

<https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2011-05-13-512>

Ved å plante et eiketree til på eiendommen sikres biomangfoldet når den gamle eika dør.

Gårdsdammen er i ferd med å gro igjen fra kantene på to sider og da dammen er nokså liten i utgangspunktet (~5x5m) bør den restaureres for å kunne fungere som habitat for salamandere også fremover. I følge handlingsplan for stor salamander (2008) skal helst lokaliteten overstige 10x10 meter og dybde ½ meter. Vannkvaliteten bør helst være god med lett surt eller nøytralt vann. Litt vegetasjon i vannet er også nødvendig (eggene legges på vannplanter som brettes rundt dem til beskyttelse), men den bør ikke være spesielt tett. Noe av lauvoppslaget rundt dammen bør beskjæres, da lauvfall er med å øke gjengroingen. I tillegg bør det sikres at dammen har et grunt parti med vegetasjon, dypere partier med skjulesteder (for eksempel steiner i ulike størrelser) og et åpent bunnparti for lek/kurtise og jakt (Dolmen 2008).



Figur 16 Fangst av salamandere 7.august 2017



Figur 17 Larver av salamandere

4.4 Røddlistearter på eiendommen

Det er registrert 2 røddlistearter på eiendommen. Nedenfor følger en oversikt over artene med kategorisering og lokalitet ut ifra soneinndelingen i figur 6 (Figur 18).

Røddlistearter, Gnr/Bnr 165/1/3/5, Torp				
Norsk Navn	Latinsk navn	Kategori	Sone	Antall lokaliseringer
Ask	<i>Fraxinus exelcior</i>	VU	1, 2, 3	>100
Stor salamander	<i>Tritus cristatus</i>	NT	3	>10

Figur 18

Ask er oppført på den norske røddlista som sårbar (VU) fordi den er rammet av askevisnesyken. Sykdommen er forårsaket av en innført asiatisk sopp, askeskuddbeger (*Hymenoscyphus pseudoalbidus*), som fører til nekroser i veden og at toppskudd visner. Sykdommen har ført til sterk bestandsreduksjon i betydelige deler av den norske populasjonen og det forventes en forverring av tilstanden.

Stor salamander er på røddlista som nær truet (NT) grunnet store endringer i jordbruks- og kulturlandskapet de siste 20 - 40 årene. Utbygging, gjengroing på grunn av næringstilsig og utsetting av fisk i dammene er bare noen av truslene stor salamander står ovenfor. Færre dammer fører til at avstanden mellom egnete yngleområder øker, og utbygging av veier skaper barrierer som ikke kan krysses av salamandere (Handlingsplan for stor salamander 2008).

Ingen av røddlisteartene registrert på eiendommen er i de 3 høyeste kategoriene, regionalt utryddet (RE), kritisk truet (CR) eller sterkt truet (EN). Ask er i kategorien sårbare arter (VU) og betegnes som en truet art.

4.5 Viktige naturtyper på eiendommen

Eiendommen inneholder naturtyper av stor verdi. Nedenfor følger en oversikt over naturtypene med kategorisering etter myndighetskrav.

Viktige naturtyper, Gnr/Bnr 165/1/3/5, Torp			
Navn	Myndighetskrav	kategori	Sone
Naturbeitemark	Norsk røddliste for naturtyper 2011	VU	1
Store gamle trær	DN-håndbok 13 2006	Spesielt viktig	3
Hule eiker	Forskrift om utvalgte naturtyper	Utvalgt naturtype	3

Figur 20

Naturtypene er nærmere beskrevet i kapittel 3.2-3.4.

5 Konklusjon

Innenfor kartleggingsområdet er det registrert viktige naturverdier. Registrert eik omfattes av forskrift om utvalgte naturtyper etter naturmangfoldloven (FOR-2011-05-13-512). Eika i hage/parkanlegget har spesielt stor verdi og vil fungere som habitat for en rekke arter i mange år fremover.

Gårdsdammen har stor verdi da den huser både stor salamander og liten salamander. Stor salamander er nær truet (NT) på den norske rødlista (2015). Da dammen er i ferd med å gro igjen kreves restaurering for å sikre dammen som habitat for amfibier også fremover.

Naturbeitemark er i sin helhet en truet naturtype, kategorisert som sårbar (VU) på den norske rødlista. Lokaliteten med naturbeitemark inneholder store variasjoner når det gjelder abiotiske faktorer som fuktighet, nærings- og lysforhold og fungerer som habitater med egnete substrater for et rikt artsmangfold.

6 store asketrær i hage/parkanlegget er av en slik dimensjon at de inngår i naturtypen Store gamle trær. Naturtypen er livsmiljø for en rekke arter inkludert rødlistearter. Mange er artsspesifikke. I tillegg er ask en truet art, kategorisert som sårbar (VU) på den norske rødlista.

Agnete Sporild Olsen

Biotop 

6 Kilder

Naturmangfoldloven:

<https://lovdata.no/dokument/NL/lov/2009-06-19-100>

Naturbasen:

<http://www.miljodirektoratet.no/no/Tjenester-og-verktoy/Database/Naturbase/>

Kartklient Fredrikstad:

<http://kart.fredrikstad.kommune.no/kartklient/internet/fredrikstad/klient/>

Artsdatabanken:

<http://www.artsdatabanken.no/>

Norsk Rødliste 2015:

<http://www.artsdatabanken.no/Rodliste>

DN-håndbok 13 2006:

http://www.miljodirektoratet.no/old/dirnat/attachment/54/H%C3%A5ndbok%2013%20080408_LOW.pdf

Sverdrup-Thygeson, A. et al. 2009. Kartlegging og overvåking av rødlistearter. Delprosjekt II: Arealer for rødlistearter – Kartlegging og overvåking (ARKO). NINA rapport 528

Bratli, H. et al. 2014. Hotspot kulturmarkseng. Beskrivelse av habitatet og forslag til nasjonalt overvåkingsopplegg fra ARKO-prosjektet. NINA rapport 1100

Bratli, H. et al. 2012. Naturfaglig grunnlag for handlingsplan naturbeitemark og hagemark. Bioforsk rapport Vol. 7 Nr. 193

Lindgaard, A. og Henriksen, S. 2011. Norsk rødliste for naturtyper 2011. Artsdatabanken, Trondheim

Handlingsplan for stor salamander. 2008. Direktoratet for naturforvaltning. Rapport 2008-1

DN 2011. Forskrift om hule eiker. Forskrift av 13. mai 2011.

Faktaark kulturmark 2015. Veileder for kartlegging, verdisetting og forvaltning av naturtyper på land og i ferskvann. Versjon 7, august 2015. Miljødirektoratet

Dolmen, D. 2008. Norske amfibier og reptiler. Tapir akademisk forlag

Kultur- og naturguide langs kyststien på Asmaløy

Vi har laget en kultur- og naturguide for å informere om kystlyngheiene på søndre Asmaløy, Hvaler. Målet er at turgåere skal lære om kystlyngheiene som en viktig del av kulturlandskapet på søndre Asmaløy. I tillegg får du informasjon også om andre naturtyper, planter, dyr og geologi i området.



Kultur- og naturguiden følger kyststien som går mellom Åsebu og Viken på søndre Asmaløy. Den er merket med blå merker og kyststisymbolet. Kart og mer informasjon om hva som kan oppleves langs stien finnes inne i brosjyren.



Hva du kommer til å oppleve på turen kommer litt an på når på året du tar turen ut i heiene. Våren er den beste tiden for å lytte til fuglesang. Da kan du også finne vårmarihånd, en vakker orkidé som blomstrer allerede i mai. Går du stien om sommeren vil det være rikelig av blomster, insekter og sommerfugler. Fra august til september kan du nyte at landskapet er farget i purpur. Det er nemlig da røsslyngen står i full blomst.

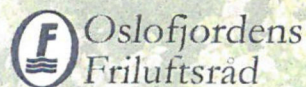
Vil du vite mer om lyngheiene på Hvaler kan du besøke Ytre Hvaler nasjonalparksenter på Skjærhalden, eller nasjonalparkens hjemmeside (www.ytrehvaler.no).

Vårmarihånd.
©Kim Abel/naturarkivet.no

Konvensjonen om biologisk mangfold forplikter Norge til å ta vare på kunnskap om tradisjonell naturbruk. I prosjektet *Mennesket og naturarven*, ledet av Statens Naturoppsyn, blir kunnskap om tradisjonell naturbruk samlet inn for å brukes i formidling, forvaltning og skjøtsel.

Kristine Ekelund og Grethe Hillersøy har skrevet teksten i brosjyren og samlet det faglige grunnlaget i rapporten «Lokal tradisjonskunnskap om kystlyngheiene på Asmaløy. Ytre Hvaler nasjonalpark, Hvaler kommune».

Vi håper du får en flott og lærerik tur i de vakre lyngheiene på søndre Asmaløy!

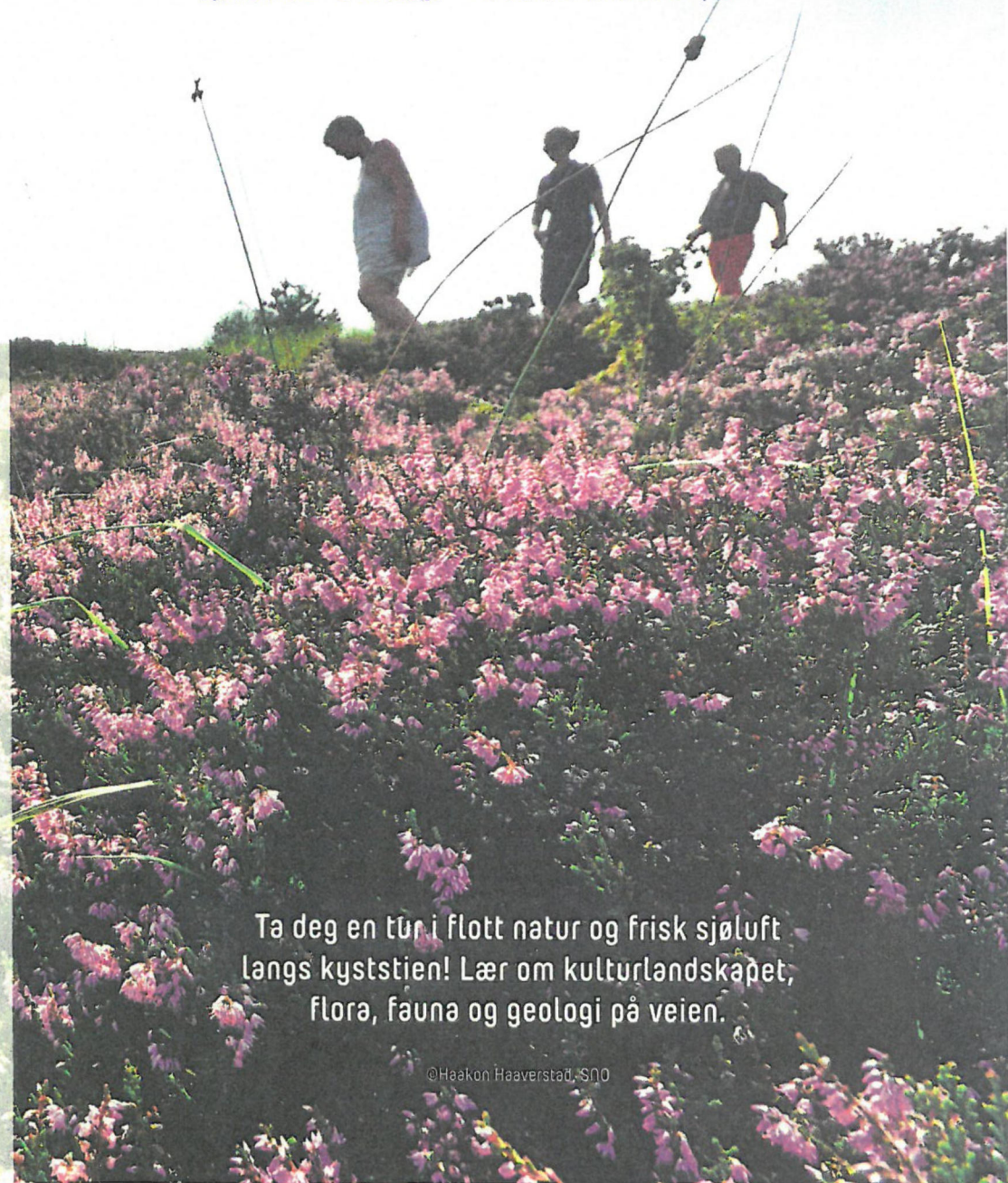


2013

Layout: Guri Jermestad AS

Kultur- og naturguide gjennom vakker kystlynghei

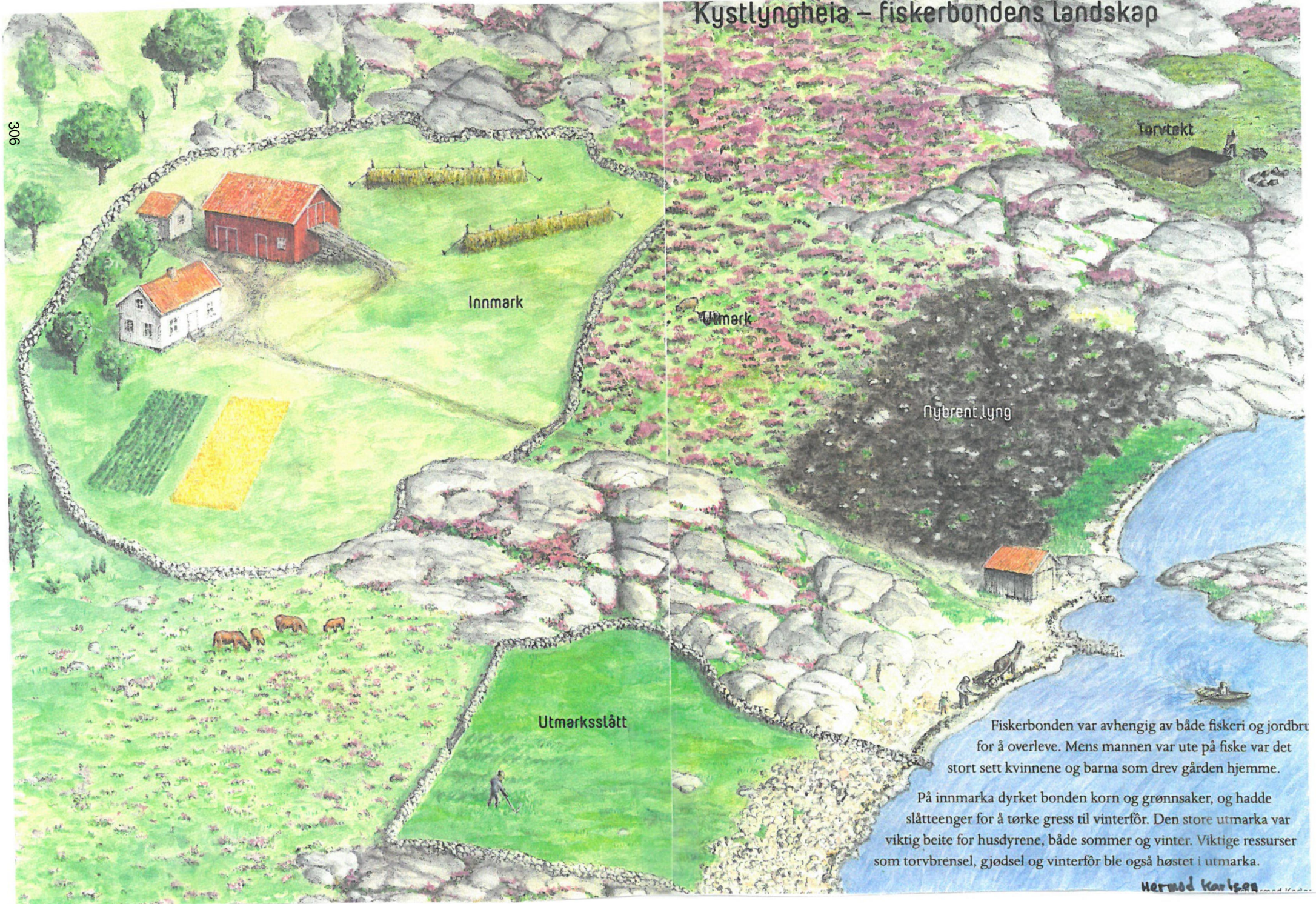
Kristine Ekelund - Grethe Hillersøy



Ta deg en tur i flott natur og frisk sjøluft langs kyststien! Lær om kulturlandskapet, flora, fauna og geologi på veien.

©Haakon Haaverstad, SNO

Kystlyngheia – fiskerbondens landskap



Innmark

Utmarksslått

Utmark

Nybrent Lyng

Torvtøkt

Fiskerbonden var avhengig av både fiskeri og jordbruket for å overleve. Mens mannen var ute på fiske var det stort sett kvinnene og barna som drev gården hjemme.

På innmarka dyrket bonden korn og grønnsaker, og hadde slåtteenger for å tørke gress til vinterfôr. Den store utmarka var viktig beite for husdyrene, både sommer og vinter. Viktige ressurser som torvbrensel, gjødsel og vinterfôr ble også høstet i utmarka.

Hermod Karlsson

Kystlyngheier – et viktig kulturlandskap

Lyngheier er kystens kulturlandskap. Langs hele den europeiske kysten mot Atlanterhavet strekker lyngheilandskapet seg som en del av en felles europeisk kulturarv. Fra Portugal i sør til Lofoten i nord. Kystbøndene skapte lyngheiene ved å fjerne skogen med øks, ild og beitende husdyr. De fjernet skogen til fordel for den eviggrønne røsslyngen som trives svært godt i det vintermilde klimaet langs kysten. Steinalderbøndene begynte ryddingen av skogen for 5000 år siden, men først i vikingtiden ble kysten helt fri for skog.



Landskapet på søndre Asmaløy veksler mellom åpne lyngheier, strandenger, grasbeiter og svaberg. ©Haakon Haaverstad, SNO

Røsslyng

Det er røsslyngen som fremfor alt dominerer og skaper kystlyngheiene våre. Røsslyng er en av de få plantene som er grønn hele året og samtidig er en god fôrplante. Beitedyr kan derfor gå ute på lyngbeite hele året så lenge det er nok røsslyng som stikker opp av snøen. Slik ble mye tid spart på å slippe å sanke vinterfôr til dyra i det tradisjonelle kystjordbruket. Lyngheidriften gjorde det dermed mulig å kombinere jordbruk og fiske.



Røsslyng. ©Haakon Haaverstad, SNO



Lyngbrenning

Når røsslyngen ble for grov og gammel, var den dårlig fôr til dyrene. Jevnlig lyngbrenning på seinvinteren var nødvendig for å fjerne gamle lyngplanter og for å få nye friske skudd til å spire.

◀ Jevnlig brenning er viktig for foryngelse av lyngen. ©Haakon Haaverstad

Mosaikk

Bonden brant bare små stykker med lynghei hvert år. De første årene etter en brann fikk man en blanding av gress, urter og mindre lyngplanter. Dette var godt sommerbeite for både sauer og kyr. Etter noen år vokste røsslyngen til mer og mer, og var godt vinterbeite. Bonden passet på å brenne slik at det ble et lappeteppe av lyng i forskjellig alder. Dermed hadde de beite for husdyrene året rundt i lyngheiene.



Lyngspire. ©Grethe Hillersøy, SNO



Lynghonning er kjent for sin mørke farge og høye innhold av mineraler. ©Ed Hazebroek/Lyngheisenteret

av hva den allsidige planten har blitt brukt til. Planten har også blitt brukt til farging av garn. Den gir en fin og varm gulfarge.

Ikke minst har røsslyngen gitt et viktig næringsbidrag for de bøndene som produserte lynghonning. Faktisk kommer omkring halvparten av den norske honningen fra røsslyng.

En allsidig ressurs

Røsslyngen var også et viktig tilleggspålegg for kyrne som sto inne om vinteren. De øverste, myke delene av planten ble skåret på seinsommeren og fraktet til gården. Røsslyng har også vært et viktig tillegg som brensel og strø under dyrene. Rivetinder, akebrett, feiekoster, korgfletting, taktekking, medisinsplante, lyngøl, sengebunn og dynefyll, er noe

En potet og én sild. Når man skulle sette poteter la man gjerne en sild sammen med poteta i åkeren. Dette var gjødsel for potetplanten.

Innmark og utmark

Bonden bygde steingjerder rundt innmarka og utmarksslåttene sine. Det var viktig for at husdyra ikke skulle spise avlingen. Gresset som ble slått på innmarka ble tørket på hesjer og lagret til vinterfôr. Åkrene ble gjødslet både med møkk, skjellsand, fiskeslo og tang.

Utmarka ble brukt som beite for husdyrene. Om sommeren gikk både sauer og kyr i utmarka. Sauene gikk ute på lyngbeite store deler av vinteren, mens kyrne ble sluppet ut når det var vær til det. Utmarka var felles for gårdene på Asmaløy fram til utskiftningene tok til på slutten av 1800-tallet. Etter dette ble utmarka delt opp med steingjerder mellom hovedgårdene. I de treløse lyngheiene var det mangel på ved, men tørka torv fra myrene gav god brensel.

Husdyr

På søndre Asmaløy har det vært tradisjon for å holde kyr og sau. På gårdene kunne de ha tre kyr, tre-fire sauer og en hest. Utover 1900-tallet ble det mer vanlig med gris, høner og biavl. Kuene her ute var enten telemarksku eller raukolle. Hvert bruk lagde sitt eget smør og sin egen ost.



Kua «Noenlunde» var en telemarksku. Navnet kunne gjenspeile hvor mye melk en ku gav. ©Fotograf ukjent/Østfold fylkes billedarkiv

Naturmangfoldet

Kulturlandskapet er rikt på både planter og dyr. I eldre tider skjøttet bonden marka si gjennom slått, brenning og husdyrbeite. Denne bruken holdt de dominerende plantene i sjakk, og ga rom for de mange små og sårbare plantene. Mange planter er avhengige av bondens tradisjonelle skjøtsel for å overleve.



Kystfrøstjerne, en truet plante som er vanlig i lyngheia på Asmaløy. ©Hermod Karlsen

En naturtype i tilbakegang

I dag har rundt 90 prosent av kystlyngheiene, som hadde sin største utbredelse i Norge på 1800-tallet, forsvunnet. Den viktigste grunnen til at kystlyngheiene er i ferd med å gå tapt fra norsk natur, er at dagens intensive gårdsdrift fører til at bøndene ikke lenger bruker utmarka slik som før. Uten beite og jevnlig brenning gror det igjen med busker og trær. Planter og dyr som er avhengige av dette åpne landskapet står også i fare for å forsvinne.



Heibladmåler/Larven til heibladmåleren lever helst på røssllyng. ©Hermod Karlsen

Men det er fortsatt håp for en del av kystlyngheiene. På Hvaler har Ytre Hvaler nasjonalpark, i samarbeid med bøndene, som mål å restaurere store deler av de lyngheiene som er igjen. Forvaltningen i dag baserer seg så langt som mulig på lokal kunnskap om den tradisjonelle skjøtselen. På den måten blir mangfoldet av planter og dyr også bevart.

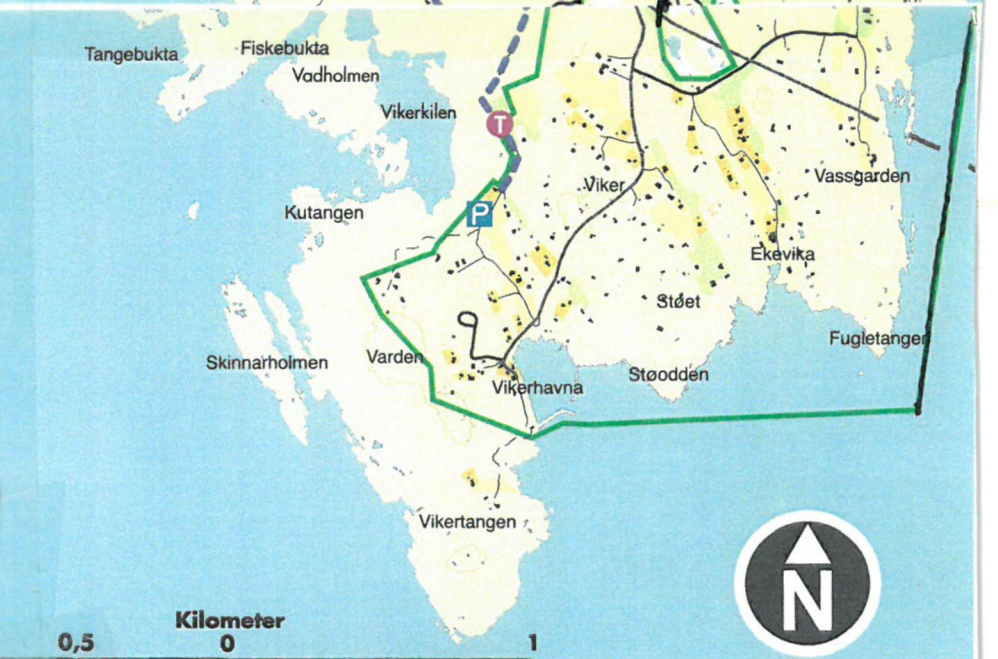
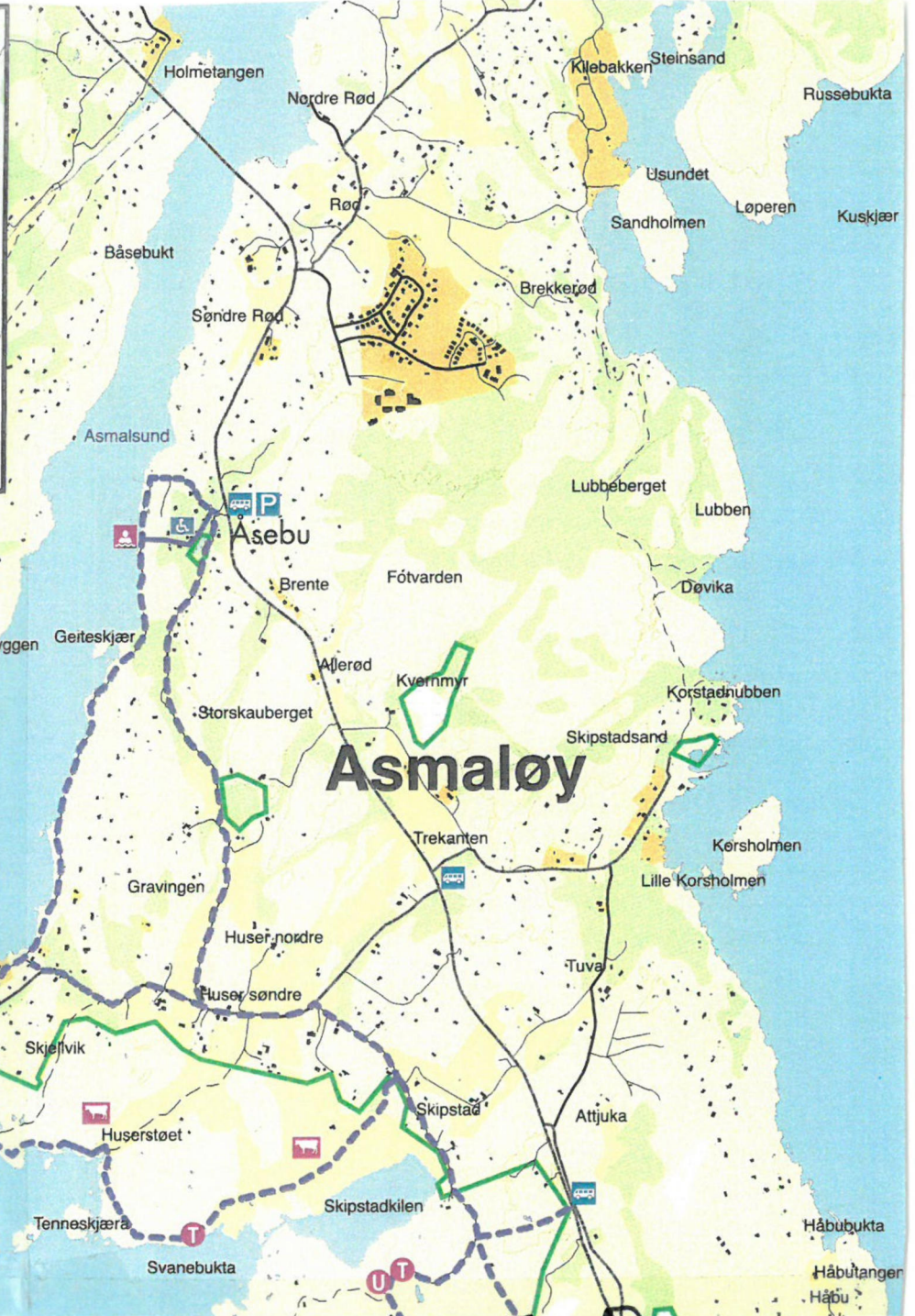
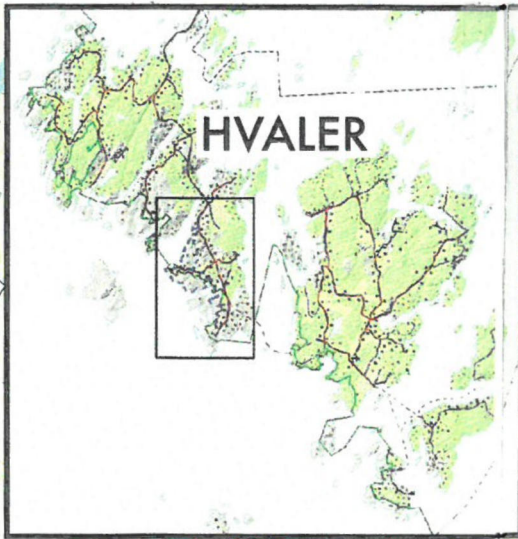
Det er satt i gang fjerning av busker og trær i lyngheiområdene. Mindre områder med lyng brennes hver vinter. I dag beiter det mellom 20 og 30 kyr av rasen Hereford på søndre Asmaløy. På flere av øyene beiter det sau.



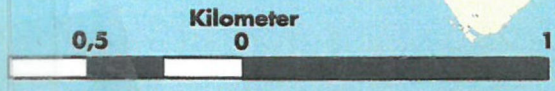
Einer tar over når lyngheia gror igjen. ©Hermod Karlsen



Hereford kyr. ©Grethe Hillersøy, SNO



-  Badeplass
-  Toalett
-  Utsiktspunkt
-  Buss
-  Parkering
-  Gjesteavn
-  Husdyr
-  Nasjonalpark- og naturreservatgrense
-  Handicapsti 
-  Kyststi
-  U-turn
-  Turboks



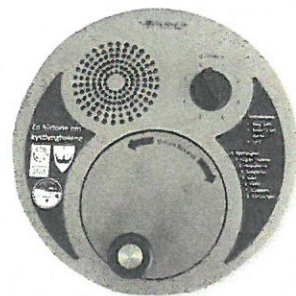
Informasjon langs kyststien

U U-turn

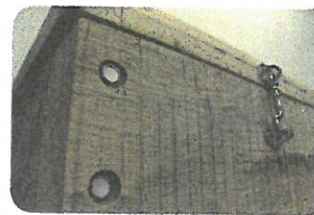
Sør for Skibstadkilen ligger det et fint utsikts- og rastepunkt. Her har vi også satt opp en U-turn. Denne inneholder ulike lydfiler som du kan lytte til. Lydfilene inneholder fortellinger og fuglesang fra lyngheiene og fuglene som lever der. Du skaper selv elektrisiteten som trengs for å lytte til denne!

T Turbokser

Langs stien står det fem turbokser. Oppi disse finnes det mer informasjon om ulike temaer: planter, fugler, sommerfugler, barndommen i gamle dager, og geologi. På kartet ser du hvor disse befinner seg langs stien. Koordinater og informasjon om boksene finnes også på www.geocaching.com for de som vil ut på en elektronisk skattejakt! Hold utkikk langs stien for å finne boksene. Lykke til!



U-turn. ©Lexter AB



Turboks. ©Grethe Hillersøy, SNO

Planter i kulturlandskapet



Røsslyng. ©Liv S. Nilsen

Plønteliv i lyngheia

Røsslyng er den dominerende planten i lyngheia. Røsslyngen er glad i lys og vokser derfor godt i åpne områder. Planten kan bli opptil 50 år gammel. Når lyngen blir brent, vokser nye planter opp fra rotskudd eller frø. Frøene spres med vinden, og kan ligge så lenge som 70 år i jorden og vente på at det skal bli gode forhold for å vokse, før de begynner å spire.

I en velskjøttet lynghei vokser en hel rekke andre planter innimellom røsslyngen. Noen eksempler er kystfrøstjerne, blodstorkenebb, blåfjær, krattalant, gulmaure, legeveronika, blåklokke, kattedot, hjertegras, vill-lin, blåknapp, engknoppurt, tyttebær og blåbær.

To eksklusive planter i lyngheia er lyngøyentrøst og prikkperikum. De finnes stort sett bare knytta til denne naturtypen.

Visste du at røyken fra en brann faktisk stimulerer lyngfrøene til å begynne å spire? Så godt tilpasset er de bondens brenning!



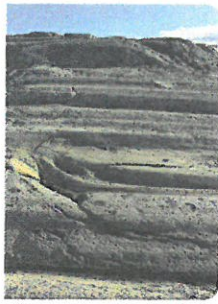
Blåknapp. ©Kim Abel/naturarkivet.no



Hjertegras. ©Kim Abel/naturarkivet.no



Lyngøyentrøst ble mye brukt mot øyensykdommer i gamle dager. Man kokte også vanlig te på den. ©Inger E. Måren



Skuringsstriper.
©Grethe Hillersøy, SNO

Geologi

Øyene her ute ble isfrie etter siste istid for rundt 12.000 år siden. Mens isbreen lå og tynget ned landet lå øyene her 150 meter under havoverflaten. Etter at isbreen forsvant har landet sakte, men sikkert steget opp fra havet. Landet stiger fortsatt med ca. 30 cm per 100 år.

Etter hvert som landet steg ble det liggende igjen marine avsetninger med blant annet skjellsand som mange steder gir fruktbar dyrkningsjord. Noen steder kan du se skjellsand og sneglehus langt oppe på land, noe som vitner om at dette en gang var havbunn.

Langs stien på søndre Asmaløy finnes det spor etter isbreen som en gang dekket dette landskapet:

Skuringsstriper er slipte spor i fjellet etter at stein som satt fast under isbreen har blitt ført bortover fjellet. Litt som et gigantisk sandpapir. Skuringsstripene viser hvilken vei isbreen beveget seg da stripene ble dannet.

Endemorener er rygger av stein og grus som har blitt avsatt fra en bre når den har stått stille. Hvalerraet er en endemorene fra ca. 13 500 år før vår tid. Isbreen har polert steinene runde og glatte gjennom titusener av år. Rullesteinsrøysene ved Pikesten er en del av Hvalerraet.

Ut på tur

I området mellom Svarteberget og Skibstadkilen går det storfe og hest på beite i sommerhalvåret. De kan være ganske nysgjerrige på turgåere, men er bare vennlige. Men husk på at det er båndtvang for hund hele året i områder med beitedyr (lokal forskrift, Hvaler kommune). Husk å lukke godt igjen alle grunder etter deg.

Deler av stien går gjennom Ytre Hvaler nasjonalpark. Der gjelder spesielle regler for ferdsel. Mer informasjon kan du finne på www.ytrehvaler.no og www.dirnat.no.

Dyreliv i kulturlandskapet

Sommerfugler

Søndre Asmaløy er berømt for sitt store mangfold av sommerfugler. I området har det blitt registrert 960 ulike arter av sommerfugler! Det er nesten halvparten av alle arter som finnes i Norge. Grunnen til dette mangfoldet er trolig den store variasjonen i naturtyper og planter i området. Sommerfugler lever av å suge nektar fra blomster. Til dette har de en snabel som de



◀ Svalestjert.
©Olaf Leilinger,
wikipedia



◀ Ildgullvinge. ©Grethe Hillersøy

Sugesnabel hos sommerfugl. ©wikipedia.com ▶

suger opp nektaren med. Når de ikke bruker den er snabelen rullet opp under hodet. Om du følger godt med på en sommerfugl som

lander på en blomst kan du kanskje se den.

Det er lettest å se sommerfugler når det er sol, varmt og lite vind. Da er sommerfuglene mest aktive.





Gulspurv.
©Hermod Karlsen

Fugleliv

Ute i lyngheia er fugler som heipiplerke, sanglerke, heilo og gulspurv vanlige. De er avhengige av det åpne kulturlandskapet for å trives. En velkjøtt lynghei gir dem gode reirplasser og mye mat. Den åpne lyngheia gir også bedre beskyttelse mot rovfugl fordi det finnes færre utkikksposter for dem i trær og busker. Uten gode utkikksposter er det ikke så lett for kråka å finne ut hvor småfuglene har reirene sine.

Fuglene synger mest om våren når de skal hevde territorium og tiltrekke seg en partner. Fra slutten av mars til sankthans er en fin tid for å høre fuglesang. Ta med en kikkert og fuglebok, eller lær deg å kjenne igjen fuglene på sangen deres. Besøk vår U-turn langs stien for å høre fortellinger og sang fra fuglene som lever her.



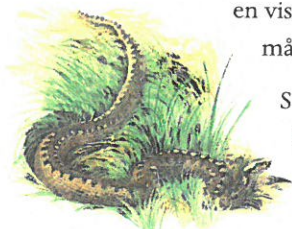
Heipiplerka er vanlig i det åpne kulturlandskapet. ▶
©Ed Hazebroek/Lyngheisenteret

Spor etter mennesker i landskapet

Steingjerder

Når du går på tur i kulturlandskapet ser du at det ligger gamle steingjerder på kryss og tvers. Steingjerdene markerte grensene mellom eiendommene i det gamle jordbrukslandskapet. De var også bygget rundt innmarka eller utmarksslåtter for å holde husdyra borte fra avlingen.

Når nye gjerder mellom flere gårder skulle bygges ble hvert bruk pålagt en gjerdeplikt. Hver mann som hadde eiendom som grenset mot gjerdet fikk en viss lengde gjerde som han måtte bygge og vedlikeholde.



Hoggorm. ©Ed Hazebroek/
Lyngheisenteret

Steingjerdene er viktige for dyrelivet i lyngheiene. Slangene bruker gjerne disse som overvintringsplass, og fuglene som et trygt sted å bygge reiret sitt.

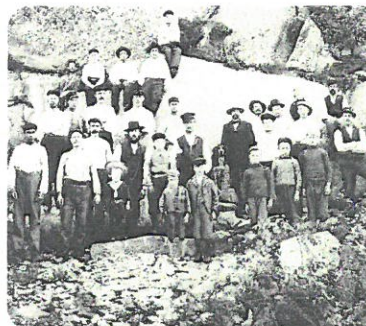


Steingjerde ved Skibstadkilen.
©Grethe Hillersøy, SNO

Steinhugging

Svabergene på Hvaler er av granitt og gneis. På slutten av 1800-tallet satte steinindustrien på Hvaler fart. Etter hvert ble det den tredje største næringsvirksomheten etter jordbruk og fiske. Steinen ble brukt til gatestein, kantstein, bygningsstein og skulpturer. Den ble eksportert ut til hele verden. På Hvaler var det mange som leide ut områder i utmarka til steinhugging.

I området mellom Vikerkilen og Skibstadkilen kan man se spor etter steinhugging.



Steinhoggere på Hvaler.
©Fotograf ukjent/Østfold fylkes billedarkiv

Småkryp

I lyngheia er det mange insekter og edderkopper. En av dem er lyngrovedderkopp. Den er ganske stor, med en kroppslengde på opptil 1,5 cm. Den bygger ikke et vanlig edderkoppnett, men jakter aktivt på insekter. Hunnen lager en kokong av edderkoppsilke som hun legger eggene sine i. Denne bærer hun rundt på til eggene klekkes til små miniatyredderkopper. Hunnen er en omsorgsfull mor og passer på ungene også etter at de har klekket.



Lyngrovedderkopp.
©T. Tärvainis, wikipedia

Brente lyngområder

Hver vinter fremover skal mindre stykker av lyngheiene brennes for å ta bedre vare på dem. Området oppover fra Huserstøet ble brent vinteren 2012. Kan du finne andre områder som har blitt brent siden?

Utforsk områder som har blitt brent! Kan du finne noen lyngspirer? Tror du de spirer fra en gammel rot eller fra et frø? Hvilke andre planter kan du finne?

De første årene etter en brann kommer det opp en del tyttebær. Disse kan skilles fra melbær, som ikke er gode å spise, ved at tyttebær har en innrullet bladkant. Kjenn på kanten om det er en tyttebærplante, så kan du kanskje komme igjen til høsten og plukke litt tyttebær.

Den tradisjonelle lyngbrenningen ble vedlikeholdt frem til slutten av 1940-årene her på søndre Asmaløy.



◀ Tyttebær. ©Kim Abel/naturarkivet.no

Utmarksslåtter

Gårdene hadde gjerne utmarksslåtter som kunne ligge i ekstra fruktbare områder, slik som strandenger. Det er ikke alltid like lett å vite hvor disse slåttene lå for mer enn hundre år siden. Men om du er en riktig plantedetektiv, kan du se spor etter dem ennå. Du kan lete etter steingjerdene som en gang må ha ligget rundt dem for å holde husdyr ute, og så studere plantene som vokser der. Noen planter liker seg aller best der gresset blir slått på seinsommeren. Om du finner mange slike planter på en og samme plass, så tyder det på at området en gang i tiden var en utmarksslått. Myrklegg og orkidéene engmarihand, nattfiol, brudespore og honningblom er planter som kan tyde på at et område en gang var slåttemark.

◀ Nattfiol. ©Bård Bredesen/naturarkivet.no



Flekkmarihånd. ©Sigve Reiso/naturarkivet.no ▶



Mange av disse plantene er sjeldne, så vi oppfordrer deg til å bare nyte synet av dem når du finner dem.

Kattefot er blant de første plantene som spirer etter en brann. ©Hermod Karlsen



Skjøtselsplan for Klosteralléen biotopvern- område, Østfold

Anders Thylén



Ekstrakt

På oppdrag for Fylkesmannen i Østfold har BioFokus utarbeidet innspill til forvaltningsplan for Klosteralléen biotopvernområde, Rygge, Østfold. Formålet med verneområdet og forvaltningsplanen er å ivareta en forekomst av den truede planten kammarimjelle. Planen foreslår konkrete bevaringsmål samt tiltak for å ivareta forekomsten i verneområdet.

Nøkkelord

Forvaltningsplan
Klosteralléen
Biotopvernområde
Landskapsvernområde
Kammarimjelle
Østfold
Skjøtsel

Omslag

FORSIDEBILDER

Øvre: I området vokser den røde varianten av kammarimjelle.

Midtre: Et «hav» av kammarimjelle.

Nedre: Klosteralléen sett fra vest.
Alle foto: A. Thylén.

LAYOUT

Blindheim Grafisk

ISSN: 1504-6370

ISBN: 978-82-8209-492-4

BioFokus-rapport 2016-3

Tittel

Skjøtselsplan for Klosteralléen biotopvernområde, Østfold

Forfatter

Anders Thylén

Dato

29.04.2016

Antall sider

19 sider

Refereres som

Thylén, A. 2016. Innspill til skjøtselsplan for Klosteralléen biotopvernområde, Østfold. BioFokus-rapport 2016-3. ISBN 978-82-8209-492-4. Stiftelsen BioFokus. Oslo

Publiseringstype

Digitalt dokument (Pdf). Som digitalt dokument inneholder denne rapporten "levende" linker.

Oppdragsgivere

Fylkesmannen i Østfold

Tilgjengelighet

Dokumentet er offentlig tilgjengelig.

Andre BioFokus rapporter kan lastes ned fra:

<http://biolitt.biofokus.no/rapporter/Litteratur.htm>

BioFokus: Gaustadalléen 21, 0349 OSLO

Telefon 2295 8598

E-post: post@biofokus.no Web: www.biofokus.no

Forord

Klosteralléen biotopvernområde i Rygge kommune ble opprettet i 2013. BioFokus har fra Fylkesmannen i Østfold fått i oppdrag å utarbeide forvaltningsplan for området. Dette innspillet til forvaltningsplan er utarbeidet av Anders Thylén. Ottar Krohn har vært kontaktperson hos Fylkesmannens miljøvernavdeling i Østfold. Rapporten vil bli brukt av Fylkesmannen som grunnlag for endelig forvaltningsplan for området.

BioFokus takker Fylkesmannen i Østfold for godt samarbeid gjennom prosessen.

Oslo, 29. april 2016

Anders Thylén
BioFokus



Figur 1: Kammarimjelle inntil veien i Klostealléen Foto: Anders Thylén.

Sammendrag

Klosteralléen biotopvernområde i Rygge kommune i Østfold ble opprettet 13. september 2013. Biotopvernområdet inngår som en del av Værne kloster landskapsvernområde, som ble opprettet samme dato. Formålet med biotopvernområdet framgår av verneforskriften:

"Formålet med Klosteralléen biotopvernområde er å ta vare på et område som har særskilt betydning som voksested for den truede plantearten kammarimjelle".

Stiftelsen BioFokus har på oppdrag for Fylkesmannen i Østfold, miljøvernavdelingen, utarbeidet innspill til skjøtelsesplan for biotopvernområdet.

Forekomsten av kammarimjelle er i dag den største i Norge, med en bestand på flere tusen individer. Det har opp gjennom årene vært flere trusler mot forekomsten, og bestanden har variert i størrelse og utbredelse. Forvaltning av arealet har tidligere ikke hatt fokus på kammarimjelle, og det har vært perioder med gjengroing og ugunstig skjøtsel. Siden midten på 2000-tallet har imidlertid Statens vegvesen skjøttet forekomsten i dialog med Fylkesmannens miljøvernavdeling og med Botanisk forening i Østfold.

For å bidra til forvaltningsmålet er det opprettet følgende bevaringsmål:

- Kammarimjelle skal forekomme i en stor og levedyktig bestand (flere tusen planter), med stabile forekomster på begge sider av veien.
- Gjenskape og opprettholde en rik, lavvokst og kulturpreget engflora.
- Fremmede arter med høy økologisk risiko (svartelistearter) skal ikke forekomme i området. Andre problemarter og nitrofile arter som hundegras, burot, tistler og hundekjeks skal ikke være dominerende og kun ha marginale forekomster.

Hovedtiltak for å nå målet er årlig maskinell slått som utføres av Statens vegvesen. På nordsiden av veien, hvor det ikke finnes kammarimjelle i dag og hvor vegetasjonen har et noe mer nitrofilt preg, foreslås det å slå to ganger per år i en restaureringsfase. Det foreslås også å gjeninnføre kammarimjelle her ved bruk av assistert manuell frøspredning. Arealer hvor kammarimjelle sås inn må ha tilpasset skjøtsel inntil bestanden er godt etablert og i spredning.

Forekomsten av kammarimjelle må overvåkes, og det bør etableres et fast opplegg for dette.

Innhold

FORORD	3
SAMMENDRAG	4
1 INNLEDNING	6
1.1 SKJØTSELSPLANEN	6
2 OMRÅDEBESKRIVELSE	6
2.1 NATURGRUNNLAG	6
2.2 VEGETASJON OG FLORA.....	7
2.3 FAUNA	8
2.4 FREMMEDE ARTER	8
2.5 UTVALGTE OG RØDLISTEDE NATURTYPER	9
2.6 PÅVIRKNING/INNGREP.....	10
3 BRUKERINTERESSER	10
4 FORVALTNINGSOPPGAVER OG TILTAK	11
4.1 FORVALTNINGSMÅL	11
4.2 SKJØTSEL OG TILTAK	11
4.3 OPPSYN OG OPPFØLGING	12
5 REFERANSER	13
VEDLEGG 1. FORSKRIFT OM VERN AV VÆRNE KLOSTER LANDSKAPSVERNOMRÅDE OG KLOSTERALLEEN BIOTOPVERNOMRÅDE, RYGGE KOMMUNE, ØSTFOLD FYLKE.	14

1 Innledning

Klosteralléen biotopvernområde ble opprettet 13. september 2013. Arealet er 4,7 dekar. Det ligger langs Klosterveien (Fv 314) ved Værne kloster i Rygge kommune. Biotopvernområdet inngår som en del av Værne kloster landskapsvernområde, som ble opprettet samme dato. De to verneområdene har en felles verneforskrift, se vedlegg.

Fylkesmannen i Østfold v/miljøvernavdelingen er forvaltningsmyndighet for verneområdet.

Formålet med biotopvernområdet framgår av verneforskriften der § 3 lyder: ***"Formålet med Klosteralléen biotopvernområde er å ta vare på et område som har særskilt betydning som voksested for den truede plantearten kammarimjelle"***.

1.1 Skjøtelsesplanen

I følge § 8 i verneforskriften skal det utarbeides forvaltningsplan for verneområdet. Planen skal inneholde nærmere retningslinjer for forvaltning og skjøtsel.

Arbeidet med forvaltningsplan for Værne kloster landskapsvernområde har vært en større prosess, som bl.a. har involvert en referansegruppe. Det foreligger et utkast til plan fra august 2013, men planen er ennå ikke ferdigstilt. Skjøtelsesplanen for Klosteralléen biotopvernområde vil inngå som en del av forvaltningsplanen for landskapsvernområdet.

En skjøtelsesplan skal være et praktisk hjelpemiddel til å opprettholde og fremme verneformålet, og skal være et redskap for både forvaltningsmyndigheten og brukere av området. Skjøtelsesplanen er ikke juridisk bindende, men har en veiledende funksjon.

Skjøtelsesplanen må utarbeides innenfor de rammene som settes av verneforskriften. Det vil si at det i planen ikke kan innføres nye restriksjoner, men at det heller ikke kan åpnes for tiltak som ikke har grunnlag i forskriften.

Denne skjøtelsesplanen gjelder i utgangspunktet for 10 år. Gyldighetstiden kan senere forlenges dersom dette blir ansett som hensiktsmessig. Planen kan også revideres etter kortere tid enn 10 år dersom det oppstår behov for dette.

2 Områdebeskrivelse

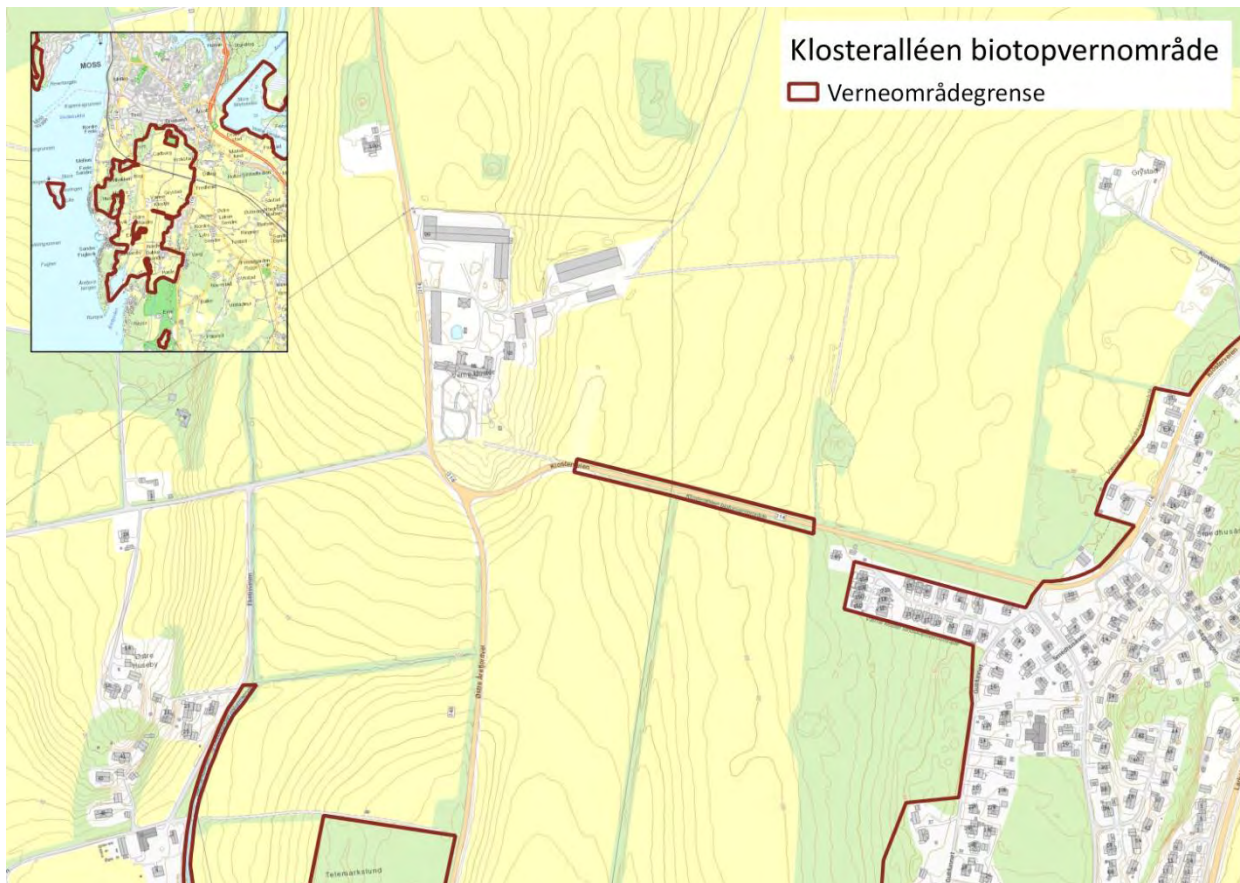
De viktigste verneverdiene er knyttet til den store forekomsten av kammarimjelle *Melampyrum cristatum*, som per i dag utgjør Norges største bestand av arten. Arten er rødlistet som sterkt truet (Henriksen og Hilmo 2015).

2.1 Naturgrunnlag

Verneområdet ligger i boreonemoral vegetasjonssone og svakt oseanisk vegetasjonsseksjon (Moen 1998). Berggrunnen i området består i følge NGU (2016) av granittisk-kvartsdiorittisk biotittgneis, metadoleritt og amfibolitt. Området ligger i et slettelandskap under marin grense, og har tykke havavsetninger (marin leire) og marine strandavsetninger (mer utvaskede sedimenter med varierende kornstørrelse, i stor grad sand og grus).

Landskapsvernområdet utgjør et relativt flatt jordbrukslandskap. Det er i dag preget av både store åpne "herregårdslandskap" med alleer, store bygnings- og hageanlegg samt mer småskalalandskap med bekkedrag, dammer, åkerholmer, steingjerder, og gamle beitemarker hvor gamle og monumentale trær står igjen.

Selve Klosteralleen består av en trerekke med hovedsaklig eik på begge sider av riksvei 314. Eikene i alléen er relativt unge, men høyvokste trær. Vegkantene på begge sider av veien er ca 4 meter brede og grenser til fulldyrka mark.



Figur 2: Oversiktskart over Klosteralléen biotopvernområde, Rygge kommune, Østfold. Grenser for Værne kloster landskapsvernområde samt øvrige naturreservater er også med i bildet.

2.2 Vegetasjon og flora

Trærne skaper halvskygge for undervegetasjonen det meste av dagen. Busksjikt er stort sett fraværende, men det er noe oppslag av hassel, rogn og eik. Vegetasjonen kan best beskrives som en blanding av vegetasjonstypene frisk fattigeng (G4 iht. Fremstad 1997) nærmest veien på sørsiden, samt frisk, næringsrik gammeleng (G14) mot åkerkanten og på nordsiden. Feltsjiktet er dominert av lundrapp, engkvein, engsvingel, gulflatbelg og gjerdevikke. Av andre arter finnes skjermveve, grasstjerneblom, rødkløver, hybridkløver, engsyre, reinfann, nyseryllik, teiebær, firkantperikum, hundegras, ormetelg og blåklukke. Skvallerkål, vendelrot, skogstorkenebb og sløke vokser nærmere åkeren, og selve åkerkanten domineres av mjødukt og burot.

Forekomsten av kammarimjelle ved Værne kloster ble registrert for første gang i 1922 av A. Magnus. Kammarimjelle (purpur-form) opptrådte da i alléen langs begge sider av veien, men antall og utbredelse er ikke kjent. Utbredelsen på nordsiden av veien har tidligere gått lenger

mot både øst og vest enn dagens forekomst på sørsiden av veien (Løfall 2001). Nedenfor vises bestandsutvikling for arten ved Værne kloster i nyere tid (fra Thylén 2015):

1978	Kammarimjelle vokser langs begge sider av veien over ca. 150 meter. Anslått til flere tusen individer (R. Halvorsen, Upublisert).
1984	Noe redusert bestand, spesielt på nordsiden av veien. Bestanden antatt å være mellom noen hundre og tusen skudd (R. Halvorsen).
1985	Store mengder langs veien (Båtvik 1992)
1987	700 individer (Lye & Berg, 1988)
1990	Færre enn 30 individer, truet av sprøyting (landbruk) (Båtvik 1992)
1998	Flere hundre individer på begge sider av veien (Løfall 2001)
2001	Flere hundre ind. i veikant S for veien, få ind. på N-sida (J.I. Båtvik).
2004	Bestanden anslått til å være 100-300 skudd (Stiftelsen Norsk Naturarv).
2009	Kun funn på sørsiden av veien, 300-400 individer spredt på flere delområder. Nordsiden gjengrodd, sørsiden i ferd med å gro igjen (R. Braaten).
2010	2200 skudd fordelt på to delområder med henholdsvis ca 480 og 1750 skudd (S. L. Olsen pers. med.).
2012	2200 skudd fordelt på ti poster (Artsdatabanken 2016 (E.W. Hansen, R. Braathen)).
2014	2550 skudd fordelt på ti poster (Artsdatabanken 2016 (E.W. Hansen, R. Braathen)). Visuelt virker forekomsten stabil (G. Bjar, FMØ, pers. medd.).
2015	Flere tusen skudd, kun på sørsiden av veien (Thylén 2015)

Bestanden av kammarimjelle ser, etter at vegvesenet startet skjøtsel, i dag ut til å være stabil (eller muligens økende), med forekomst på flere tusen skudd de siste fem årene. Bestanden har i senere år vært konsentrert til sørsiden av veien, og det er ikke dokumentert planter på nordsiden av veien siden 2001. Utbredelsen av forekomsten i dag framgår av figur 3.

2.3 Fauna

Det foreligger ingen referanser til observasjoner av fugl, insekter eller annen fauna i kjent litteratur for området eller i Artskart. Eikene i området har nok en viss betydning for fugl på et lokalt nivå. På sikt vil eikene, hvis de får bli gamle og utvikle død ved og hulheter, også kunne bli verdifulle for insekter knyttet til slike miljøer. For en del insekter vil nok kombinasjonen av store trær og urterik engvegetasjon ha en viss betydning allerede i dag.

2.4 Fremmede arter

Fremmede arter som sprer seg fra hager m.m. kan i mange tilfeller ta over naturlige habitater og utkonkurrere hjemlige arter. Dette representerer en betydelig trussel for det biologiske manfoldet (Gederaas et al 2012). Da Klosteralléen ligger inntil både trafikert vei og dyrket mark, samt ikke langt unna boligtomter, er det en viss risiko for spredning av fremmede uønskede arter fra omgivelsene.

Av fremmede arter er det i området funnet ugrasklokke (risikovurdert som PH – potensielt høy risiko). Skvallerkål, som ikke defineres som fremmedart, men som likevel kan være en problemart, forekommer også. Artene har ikke stor utbredelse i området, men det er forholdsvis tett med skvallerkål et par steder i kant mot åkeren. Forekomstene vurderes foreløpig ikke som et stort problem i området, men spesielt skvallerkål utgjør en viss risiko.



Figur 3: Kammarimjelle ved Værne kloster. Venstre. Kart over forekomst. Høyre: Oversikt av alléen. Foto: Siri Lie Olsen.

2.5 Utvalgte og rødlistede naturtyper

I henhold til Naturmangfoldloven og egen forskrift har flere naturtyper fått status som utvalgt naturtype, herunder hul eik og slåttemark. I tillegg har en del naturtyper blitt vurdert som truete i Norsk rødliste for naturtyper (Lindgaard og Henriksen 2011).

En del av eikene i området har en omkrets på over 200 cm, og de omfattes derfor av forskriften om utvalgte naturtyper.

Bakken mellom eiketrærne blir i dag skjøttet med slått. Det kan også historisk ha vært slått for å holde vegetasjonen i veikanten åpen. Området kan likevel ikke sies å være en tradisjonelt hevdet slåttemark, og kommer dermed ikke inn under forskriften om utvalgte naturtyper.

Kulturmarkseng (naturbeitemark og slåttemark) er rødlistet som sårbar (VU). Under kulturmarkseng er slåttemark høyere rødlistet enn annen eng, og har status som sterkt truet (EN). Selv om området har engpreget vegetasjon, så er det såpass påvirket av inngrep, gjødsling m.m. at det i Natur i Norge (NiN) ligger nærmere eng-lignende sterkt endret fastmark enn semi-naturlig eng (som den rødlistede naturtypen tilsvarer).

2.6 Påvirkning/inngrep

Hele landskapet rundt Værne kloster er siden lenge sterkt kulturpreget med gravhauger fra jernalder, herregårdsmiljøer m.m. Alléen har trolig vært skjøttet som en del av dette kulturlandskapet over svært lang tid, trolig i stor grad med en eller annen form for slått for å holde vegetasjonen nede. Men det er ikke sikkert at arealet har vært viktig for høsting av fôr, og det er dermed usikkert om effekten av fjerning av næringsstoffer (nitrogen etc) har vært like sterk som for tradisjonelle slåttemarker.

Alléen har de seneste tiårene vært forvaltet av Statens vegvesen med fokus på å holde vegetasjonen åpen. Periodevis har området likevel vært preget av gjengroing, hovedsakelig fra et økende busksjikt med oppslag av løvkratt. Nordsiden har tidligere vært gjengrodd, men er nå ryddet av Statens Vegvesen (Gulbrandsen 2010).

Det er iverksatt skjøtsel for å ivareta kammarimjelle, ved at Statens vegvesen har ryddet langs veien med ryddesag, og lokaliteten inngår som en del av etatens arbeid med artsrike vegkanter (Båtvik et al. 2001, Larsen et al. 2014). Vegvesenet skjøtter nå (etter anvisning fra Fylkesmannen) årlig med kantslått på ettersommer/høst (etter frøsetting).

Annen påvirkning på lokaliteten er forurensning/tilførsel av næringsstoffer fra veggen og fra tilgrensende landbruksareal. Strekingen skal ikke saltes – jf.forskriften for området.



Figur 4: Kant mot åker, med nitrofil vegetasjon.

3 Brukerinteresser

En del av biotopvernområdet eies av Statens vegvesen. I sørøst grenser det mot privat hage. Både i sør og nord grenser verneområdet mot landbrukseiendom og dyrket mark.

Grunneier bruker per i dag ikke området annet enn i dialog med Fylkesmannen.

4 Forvaltningsoppgaver og tiltak

4.1 Forvaltningsmål

Hovedmålet for forvaltningen av biotopvernområdet må ta utgangspunkt i verneformålet, som er: **"Formålet med Klosteralléen biotopvernområde er å ta vare på et område som har særskilt betydning som voksested for den truede plantarten kammarimjelle"**.

For å bidra til hovedmålet er det videre formulert følgende konkrete bevaringsmål:

- Kammarimjelle skal forekomme i en stor og levedyktig bestand (flere tusen planter), med stabile forekomster på begge sider av veien.
- Gjenskape og opprettholde en rik, lavvokst og kulturpreget engflora.
- Fremmede arter med høy økologisk risiko (svartelistearter) skal ikke forekomme i området. Andre problemarter og nitrofile arter som hundegras, burot, tistler og hundekjeks skal ikke være dominerende og kun ha marginale forekomster.

4.2 Skjøtsel og tiltak

For å oppnå målene er det behov for å fortsette skjøtsel omtrent som i dag. Kammarimjelle er en art som trives best i åpne til halvåpne miljøer, og er i de fleste tilfeller på kort eller lang sikt avhengig av skjøtsel for ikke å utkonkurreres av andre arter (Jonsell 2000, Solstad 2011, Thylén 2015). Det er viktig å skjøtte et større areal på begge sider av veien for å gi kammarimjelle muligheten til å spre seg å gjenerobre sin tidligere utbredelse i området. Målet forutsetter at kammarimjelle skal reetableres også på nordsiden av veien. For å nå dette målet er det behov både for rettet skjøtsel for å forbedre leveforutsetningene her samt assistert frøspredning, se bl.a. Reiso (2014). Følgende tiltak er aktuelle i området:

- Maskinell slått i perioden 15. august – 15. september (etter at plantene har sluppet frøene). For å være helt sikker på at frø ikke går tapt kan en gjerne la høyet ligge et par dager på bakken før det fjernes.
- Rydding av kratt gjøres ved behov, dvs i den grad den årlige slåtten ikke klarer å fjerne alt løvoppslag. Fjerne alt oppslag av trær og busker. Alt ryddeavfall må fjernes fra området.
- I en restaureringsfase på to-tre år bør vegetasjonen på nordsiden slås to ganger årlig, først i juni og deretter samtidig som sørsiden. Dette gjøres for å svekke høyvokste grass og urter. Høyet fjernes etter slått.
- Etter to-tre år med to slåtter på nordsiden gjøres forsøk med assistert manuell frøspredning av kammarimjelle her. Frø samles fra sørsiden (inntil 10 % av frøene) når de er modne og spres/plantes på fire-fem egnede steder på nordsiden (med ikke altfor tett feltsjikt). På disse stedene må det ryddes litt i konkurrerende vegetasjon. Tiltak dokumenteres med merking på stedet, bilde og GPS-posisjon, samt å angi tilretteleggingstiltak, slik at man kan overvåke hvorvidt tiltakene var vellykkede eller ikke. Det bør også vurderes å involvere Botanisk Museum i Oslo for kunstig spiring innendørs med påfølgende utplanting. Dette er bl.a. utført for handlingsplanarten

hvitmure (Thylén 2012). Kammarimjelle med frø er fredet og det må innhentes spesiell tillatelse før et slikt tiltak gjennomføres. Miljødirektoratet, eller den direktoratet bestemmer, er forvaltningsmyndighet etter forskriften.

- Etter innsåing av kammarimjelle på nordsiden må skjøtselen på etableringsstedene (som er avmerket) tilpasses. Her må konkurrerende vegetasjon de første par årene enten slås forsiktig manuelt (hvor en sparer kammarimjellene) eller lukes. Etter hvert som bestanden av kammarimjelle forhåpentligvis øker og spres kan skjøtselen i området normaliseres (slås en gang i året som på sørsiden av veien).
- Det er per i dag ikke behov for egne tiltak rettet mot fremmede arter. Overvåking og videre oppfølging må avdekke om det blir et økende problem, og om det må settes inn målrettede tiltak. Det er spesielt å ha oversikt over utvikling i utbredelsen av skvallerkål i området.
- For å unngå altfor mye nitrogentilførsel fra den dyrkede marken bør det lages en avtale med grunneier om at de nærmeste 2-3 meterne av åkermarken ikke gjødsles.

En oversikt over tiltakene med ansvar og frister vises i tabell 1.

Tabell 1: Tiltaksplan. FMØ = Fylkesmannen i Østfold. SNO = Statens Naturoppsyn, SVV = Statens Vegvesen.

Tiltak	Prioritet	Frist	Ansvar
Slått sør- og nordside (inkludert to slåtter på nordsiden i restaureringsperiode)	Høy	Årlig	SVV
Krattrydding	Middels	Ved behov	SVV
Assistert frøspredning nordsiden	Høy	2018	FMØ
Manuell slått, lusing lokalt på nordsiden	Høy	Årlig 2019-2020	FMØ
Overvåking	Middels	Årlig	FMO, SNO

4.3 Oppsyn og oppfølging

Verneområdet ligger i et tett befolket område, besøkes av mange, og det foregår aktiv næringsvirksomhet innenfor vernegrensene. Aktivitetene innenfor området tilsier at det er stort behov for oppsynsarbeid. Statens naturoppsyn (SNO) har ansvar for oppsyn med verneområdet.

Tiltak i biotopvernområdet blir gjort i samråd med Fylkesmannen i Østfold. Fylkesmannen er som forvaltningsmyndighet bestiller av oppsynstjenester fra SNO.

Det bør etableres et overvåkningsopplegg med standardiserte metoder. Det er viktig for å avdekke trusler og for å sikre at eventuelle skjøtselstiltak fungerer etter sin hensikt.

Utvikling i vegetasjonen (herunder gjengroing) må følges opp, også med bilder. Bilder kan for eksempel tas med et par års mellomrom fra et bestemt sted i en bestemt vinkel en eller et par steder i hver sone.

Bestanden av kammarimjelle bør årlig telles eller i hvert fall anslås i felt. Overvåkingen bør utføres sentralt i blomstringsperioden og gi en god oversikt over parametere som populasjonsstørrelse, lokal utbredelse, behov for skjøtsel og eventuelle trusler. Det må lages enhetlige feltskjema som dekker alle relevante parametere og som brukes konsekvent.

5 Referanser

- Artsdatabanken & GBIF Norge, 2016 Artskart, internettportal for artssøk.
- Båtvik, J.I. 1992. Sjeldne, sårbare og hensynskrevende karplanter i Østfold. Fulkesmannen i Østfold, miljøvernavdelingen. Rapport 6/92.
- Båtvik, J.I., Kristiansen, M. og Løfall, B.P. 2001. Veikanter i Østfold – verdier og skjøtsel. Statens vegvesen Østfold.
- Fremstad E, 1997. Vegetasjonstyper i Norge. NINA Temahefte 12. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Gederaas, L., Moen, T.L., Skjelseth, S. & Larsen, L.-K. (red.) 2012. *Fremmede arter i Norge – med norsk svarteliste 2012*. Artsdatabanken, Trondheim.
<http://www.artsdatabanken.no/File/687/Fremmedearter2012>
- Gulbrandsen, J.M. 2010. Faglig grunnlag for og utkast til handlingsplan for kammarimjelle *Melampyrum cristatum*. BioFokus-rapport 2010-35.
- Henriksen S. og Hilmo O. (red.) 2015. Norsk rødliste for arter 2015. Artsdatabanken, Norge
- Jonsell, L. 2000. Faktaark för korskovall. Artdatabanken, Sveriges lantbruksuniversitet.
- Larsen, B.H., Fjeldstad, H., Gaarder, G., Høitomt, G., Lofthus, Ø., ViddalVartdal, I. og Wold, O. 2014. Kartlegging av artsrike vegkanter i Akershus, Hedmark og Oppland i 2014. Miljøfaglig Utredning Rapport 2014-36.
- Lindgaard, A. og Henriksen, S. (red.) 2011. Norsk rødliste for naturtyper 2011. Artsdatabanken, Trondheim.
- Lye, K.A. og Berg, T. 1988. Nye funn og endret antatt status for en del truede og sjeldne arter i Norge. Blyttia 46.
- Løfall, B.P. 2001. Truede karplanter i Østfold – forvaltningsplan. Fylkesmannen i Østfold, miljøvernavdelingen. Rapport 3/2001.
- Moen, A. 1998. Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon. Statens kartverk, Hønefoss.
- NGU. 2016a. www.ngu.no/kart/bg250.
- NGU. 2016b. www.ngu.no/kart/losmasse/
- Reiso, S. 2014. Skjøtelsplan for kammarimjelle på Eineren, Larvik. BioFokus-rapport 2014-4.
- Solstad, H. 2011. Faktaark Kammarimjelle. Artsdatabankens faktaark ISSN1504-9140 nr. 179
- Thylén, A. 2012. Innspill til faglig grunnlag og handlingsplan for hvitmure *Drymocallis rupestris*. BioFokus-rapport 2012-17. <http://lager.biofokus.no/biofokus-rapport/biofokusrapport2012-17.pdf>
- Thylén, A. 2015. Innspill til faglig grunnlag for kammarimjelle *Melampyrum cristatum*. BioFokus-rapport 2015-14. <http://lager.biofokus.no/biofokus-rapport/biofokusrapport2015-14.pdf>

Vedlegg 1. Forskrift om vern av Værne kloster landskapsvernområde og Klosteralléen biotopvernområde, Rygge kommune, Østfold fylke

§ 1. Formål

Formålet med Værne kloster landskapsvernområde er å ta vare på et kultur- og naturlandskap av økologisk, kulturell og opplevelsesmessig verdi. Formålet videre er å ta vare på et herregårdspreget jordbrukslandskap, inkludert alléer, tregrupper, trekker og karakteristiske frittstående trær samt kulturminner som bidrar til landskapets egenart. Det er en målsetting å beholde og utvikle verneverdiene.

Formålet med Klosteralléen biotopvernområde er å ta vare på et område som har særskilt betydning som voksested for den truede plantarten kammarimjelle.

§ 2. Geografisk avgrensning

Landskapsvernområdet berører følgende gnr./bnr. i Rygge kommune:

65/5, 65/9, 65/10, 65/12, 65/26, 65/69, 65/91, 65/92, 66/1, 67/17, 81/1, 81/47, 81/48, 82/1, 82/2, 82/32, 83/1, 83/2, 83/3, 84/2, 83/4, 83/5, 83/7, 83/31, 83/45, 83/46, 84/1, 84/5, 84/19, 84/45, 85/2, 85/3, 85/9, 85/41, 85/44, 85/55, 85/56, 85/68, 85/94, 85/104, 86/1, 86/2, 86/3, 86/4, 86/13, 86/14, 86/19, 86/37, 86/55, 86/65, 86/66, 86/72, 86/97, 86/98, 86/100, 86/101, 86/102, 86/107, 86/115, 87/1, 87/2, 87/3, 87/4, 87/8, 87/9, 87/11, 87/12, 87/13, 87/15, 87/17, 87/18, 87/19, 87/20, 87/22, 87/35, 87/37, 87/38, 87/39, 87/40, 87/44, 87/45, 87/46, 87/53, 87/108, 87/113, 87/136, 87/137, 87/138, 87/139, 87/333, 88/1, 88/2, 88/4, 88/6, 88/7, 88/10, 88/11, 88/23, 88/46, 88/48, 88/51, 88/55, 88/56, 88/57, 88/58, 88/71, 88/129, 88/206, 89/1, 89/2, 89/21, 89/26, 89/29, 89/132, 89/138, 89/144, 89/146, 89/151, 90/2, 90/32, 90/36, 90/37, 90/39, 92/1, 92/4, 92/5, 92/7, 92/8, 92/9, 92/12, 92/118, 536/16, 536/17, 536/22.

Biotopvernområdet berører følgende gnr./bnr. i Rygge kommune: 88/1, 536/17.

Landskapsvernområdet dekker et totalareal på ca. 5 464 dekar, hvorav ca. 142 dekar er sjøareal. Biotopvernområdet utgjør ca. 5 dekar.

Grensene for landskapsvernområdet og biotopvernområdet fremgår av kart, datert Miljøverndepartementet september 2013. De nøyaktige grensene for landskapsvernområdet og biotopvernområdet skal avmerkes i marka.

Knekkpunktene skal koordinatfestes. Verneforskriften med kart oppbevares i Rygge kommune, hos Fylkesmannen i Østfold, i Miljødirektoratet og i

Miljøverndepartementet. Det samme gjelder jordskiftekartet som lages etter grensemerking.

§ 3. Vernebestemmelser

I landskapsvernområdet må det ikke settes i verk tiltak som kan endre det vernede landskapets særpreg eller karakter vesentlig. Det skal legges vekt på den samlede virkningen av tiltak i området.

I landskapsvernområdet gjelder følgende bestemmelser:

- a) Området er vernet mot inngrep som vesentlig kan endre eller virke inn på landskapets særpreg eller karakter. Det er forbud mot inngrep som oppføring og vesentlige eksteriørmessige endringer av varige eller midlertidige bygninger, anlegg og innretninger, bygging og utvidelse av vei, sykkelvei eller gangvei, hensetting av campingvogner, brakker, containere og lignende i landskapet, etablering av oppdrettsanlegg, uttak eller påfylling av masse, sprenging, uttak og fjerning av større stein og blokker, mineraler eller fossiler, nydyrking, bakkeplanering, lukking av bekker og grøfter, gjenfylling eller uttapping av dammer, fremføring av luft- og jordledninger, etablering av veibelysning, oppsetting av skilt som kan prege landskapet, opparbeiding og merking av nye stier, løyper o.l. Oppstillingen er ikke uttømmende.
- b) Plantelivet skal beskyttes mot skade og ødeleggelse som kan endre det vernede landskapets særpreg eller karakter vesentlig. Innføring av nye plantearter som gjennom spredning kan redusere verneområdets verdi, er forbudt.

Når det gjøres tiltak som berører kantsoner inntil dyrket mark, herunder åkerholmer og vegetasjonssoner langs bekker, grøfter, steingjerder, steinrøyser og jordeskiller, skal det tas hensyn til landskapsbildet. Slike kantsoner skal ikke fjernes, innskrenkes, snauhogges eller sprøytes.

Ved dammer og langs vannveier skal det legges særlig vekt på å opprettholde et velutviklet busksjikt.

- c) Hogst av alléer, tregrupper eller trekker og karakteristiske frittstående enkelttrær utenom de ordinære skogarealene er forbudt.

Ved hogst i områder avmerket som sone A på vernekartet skal skogens visuelle skjermende virkning bevares.

- d) Skogbruk skal utøves i samsvar med lov om skogbruk og tilhørende forskrifter.

I tillegg gjelder følgende bestemmelser for skogarealene:

1. innslaget av edle løvtrær skal ikke reduseres

- 2. treslagsskifte fra løvskog til barskog er ikke tillatt
- 3. nygrøfting er ikke tillatt
- 4. hogst av spesielt store trær eller større hule trær er ikke tillatt.
- e) Steingjerder og andre kulturminner skal beskyttes mot skade og ødeleggelse. Løse kulturminner kan ikke flyttes eller fjernes dersom det kan endre det vernede landskapets særpreg eller karakter vesentlig.
- f) Forurensning og forsøpling er forbudt.

I biotopvernområdet Klosteralléen gjelder i tillegg følgende bestemmelser:

- a) Arten kammarimjelle og annen vegetasjon som er viktig for livsmiljøet til denne, er vernet mot skade og ødeleggelse. Det er forbudt å fjerne planter eller plantedeler fra biotopvernområdet. Nye plantearter må ikke innføres.
- b) Planting eller såing er ikke tillatt.
- c) Det må ikke iverksettes tiltak som kan endre de naturgitte produksjonsforholdene eller forringe plantenes livsmiljø, herunder alle former for jordbearbeiding, flytting eller påfylling av masse, drenering, ny utføring av kloakk eller andre konsentrerte forurensningstilførsler, gjødsling, kalking, salting og bruk av kjemiske bekjempningsmidler. Oppstillingen er ikke uttømmende.
- d) Bålbrenning er forbudt.

§ 4. Generelle unntak fra vernebestemmelsene

Vernebestemmelsene i § 3 andre ledd er ikke til hinder for:

- a) Vedlikehold av bygninger, anlegg og innretninger. Vedlikehold skal skje i samsvar med lokal byggeskikk og tilpasses landskapet. Vedlikehold omfatter ikke vesentlige eksteriørmessige endringer eller utvidelse.
- b) Vedlikehold av eksisterende stier, skiløyper, skilt og liknende i samsvar med forvaltningsplan.
- c) Vedlikehold av eksisterende veier, sykkelveier og gangveier.
- d) Drift og vedlikehold av jernbanen.
- e) Drift og vedlikehold av jordbruksarealer. Retningslinjer for drift fastsettes i forvaltningsplan, jf. § 8.
- f) Beiting.
- g) Oppføring av nødvendige husdyrgjerder.
- h) Jakt, fangst og fiske i samsvar med gjeldende lovverk.
- i) Sanking av bær og matsopp.
- j) Bruk av eksisterende deponier for jordestein, jordmasser og organisk avfall fra jordbruket i samsvar med gjeldende lovverk. Stein og masser fra disse kan benyttes til annet formål.
- k) Drift og vedlikehold av eksisterende energi- og kraftanlegg og nødvendig istandsetting ved akutt utfall.
- l) Oppgradering/fornyelse av kraftanlegg og kraftlinjer for heving av spenningsnivå og øking av linjetverrsnitt når dette ikke fører til vesentlige fysiske endringer i forhold til verneformålet.

Vernebestemmelsene i § 3 tredje ledd er ikke til hinder for:

- a) Vedlikehold av fylkesveien og eksisterende adkomstveier til tilgrensende dyrket mark. Unntaket omfatter ikke kantslått og salting.

§ 5. Regulering av ferdsel

All ferdsel som ikke skjer til fots i landskapsvernområdet skal skje varsomt og ta hensyn til vegetasjon, dyreliv og kulturminner.

Motorferdsel er tillatt i samsvar med gjeldende lovverk.

All ferdsel i biotopvernområdet skal skje varsomt og ta hensyn til vegetasjon, dyreliv og kulturminner. Miljødirektoratet kan av hensyn til verneformålet ved forskrift forby eller regulere ferdselen i hele eller deler av verneområdet.

I biotopvernområdet er motorisert ferdsel utenom eksisterende vei forbudt.

§ 6. Tillatelser

Forvaltningsmyndigheten kan etter søknad gi tillatelse til:

- a) Vesentlige eksteriørmessige endringer av eksisterende bygninger, anlegg og innretninger.
- b) Gjenoppføring av bygninger, anlegg og innretninger som er gått tapt ved brann eller naturskade.
- c) Oppføring av bygninger, anlegg og innretninger som er nødvendige til jord- og skogbruksformål.
- d) Riving av eksisterende bygninger, anlegg og innretninger og oppføring av nye med samme størrelse og for samme bruk.
- e) Opparbeiding og merking av nye stier.
- f) Uttak av masse på egen eiendom til bruk i forbindelse med jordbruksdrift, etter retningslinjer fastsatt i forvaltningsplan. Før det fattes vedtak, skal søknaden forelegges kulturminnemyndigheten.
- g) Oppføring av nødvendige navigasjonsinstallasjoner og andre farledstiltak for å trygge ferdselen til sjøs.
- h) Utvidelse eller omlegging av eksisterende jernbanetrasé.
- i) Etablering av gang- og sykkelvei innenfor landskapsvernområdet.
- j) Trepleie og fjerning av enkeltstående tre, samt planting av nye.
- k) Oppgradering/fornyelse av energi- og kraftanlegg som ikke faller inn under § 4 bokstav l.

Ombygging, utvidelse og nybygg skal skje i samsvar med lokal byggeskikk og tilpasses landskapet.

§ 7. Generelle dispensasjonsbestemmelser

Forvaltningsmyndigheten kan gjøre unntak fra forskriften dersom det ikke strider mot vernevedtakets formål og ikke kan påvirke verneverdiene nevneverdig, eller dersom sikkerhetshensyn eller hensynet til vesentlige samfunnsinteresser gjør det nødvendig, jf. naturmangfoldloven § 48.

§ 8. Forvaltningsplan

Det skal utarbeides en forvaltningsplan med nærmere retningslinjer for forvaltning, skjøtsel, tilrettelegging, informasjon mv. Forvaltningsplanen skal godkjennes av Miljødirektoratet.

§ 9. Skjøtsel

Forvaltningsmyndigheten, eller den som forvaltningsmyndigheten bestemmer, kan iverksette tiltak for å opprettholde eller oppnå den natur- og kulturtilstand som er formålet med vernet.

§ 10. Forvaltningsmyndighet

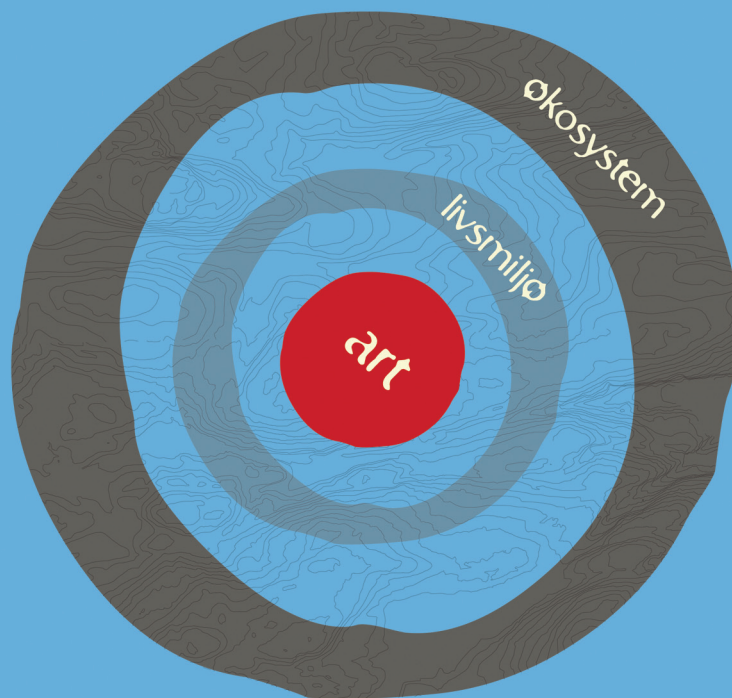
Miljødirektoratet fastsetter hvem som er forvaltningsmyndighet etter denne forskriften.

§ 11. Rådgivende utvalg

Det kan opprettes et rådgivende utvalg for forvaltningen av landskapsvernområdet.

§ 12. Ikrafttredelse

Denne forskrift trer i kraft straks.



BioFokus er en ideell stiftelse som skal tilrettelegge informasjon om biologisk mangfold for beslutningstakere, samt formidle kunnskap innen fagfeltet bevaringsbiologi. BioFokus ønsker å bidra til en kunnskapsbasert forvaltning av norsk natur.

En kunnskapsbasert forvaltning forutsetter god dokumentasjon av de arealene som skal forvaltes. BioFokus legger derfor stor vekt på feltarbeid for å sikre oppdaterte og relevante data om botanikk, zoologi, økologi, samt avgrensning og verdisetning av områder.

Høy kompetanse er en forutsetning for å kunne registrere og presentere biologisk mangfold-data på en god måte. BioFokus sine medarbeidere er derfor godt skolert innenfor en rekke artsgrupper og har en bred økologisk forståelse for de ulike naturtypene som de arbeider med, det være seg skog, kulturlandskap eller ferskvann. Digitale verktøy som databaser, GIS og bilde-behandling er viktige redskaper i vårt arbeid for å anskueliggjøre naturverdier på en best mulig måte.

Stiftelsen utgir to digitale rapportserier som heter BioFokus-rapport og BioFokus notat,
<http://www.biofokus.no/Publikasjoner/publikasjoner.htm>

Restaurering og skjøtsel av utgått lokalitet for kammarimjelle i Telemarkslunden, Rygge, Østfold

Anders Thylén



BioFokus-notat 2016-18



Ekstrakt

På oppdrag for Fylkesmannen i Østfold har BioFokus utarbeidet innspill til skjøtelsesplan for et mindre areal i Telemarkslunden naturreservat i Rygge, Østfold. Hensikten med planen er å gjeninnføre kammarimjelle *Melampyrum cristatum* på en tidligere lokalitet. Planen foreslår konkrete bevaringsmål samt tiltak for å etablere og ivareta arten i området.

Nøkkelord

Skjøtelsesplan
Østfold
Telemarkslunden
Naturreservat
Kammarimjelle
Reintroduksjon
Skjøtsel

Omslag

Det aktuelle engpartiet i kanten av Telemarkslunden naturreservat sett frå vest.
Foto: Anders Thylén.

ISSN: 1893-2851

ISBN: 978-82-8209-503-7

BioFokus-notat 2016-18

Tittel

Restaurering og skjøtsel av utgått lokalitet for kammarimjelle i Telemarkslunden, Rygge, Østfold

Forfatter

Anders Thylén

Dato

29. april 2016

Antall sider

10 sider

Refereres som

Thylén, A. 2016. Restaurering og skjøtsel av utgått lokalitet for kammarimjelle i Telemarkslunden, Rygge, Østfold. BioFokus-notat 2016-18. ISBN 978-82-8209-503-7. Stiftelsen BioFokus. Oslo

Publiseringstype

Digitalt dokument (Pdf). Som digitalt dokument inneholder dette notatet "levende" linker.

Oppdragsgiver

Fylkesmannen i Østfold

Tilgjengelighet

Dokumentet er offentlig tilgjengelig. Andre BioFokus rapporter og notater kan lastes ned fra:
<http://lager.biofokus.no/web/Litteratur.htm>

BioFokus: Gaustadalléen 21, 0349 OSLO

Telefon 22 95 85 98

E-post: post@biofokus.no Web: www.biofokus.no

Innledning

Biofokus har på oppdrag for Fylkesmannen i Østfold, Miljøvernavdelingen, laget skjøtelsesplan for et mindre areal innenfor Telemarkslunden naturreservat. Planen er utarbeidet av Anders Thylén etter feltbefaring 20.04.2016.

Telemarkslunden og Ekeby naturreservat (VV00002980) ble opprettet 16.04.2010 som en del av verneplan for edelløvskog / rike løvskoger. Formålet med vernet er å «Bevare et område med truet, sjelden og sårbar natur, med en spesiell naturtype i form av en variert og vakker edelløvskog. Området er av særlig betydning for biologisk mangfold med sjelden vegetasjon og flere sjeldne arter, samt dammer og bekkeløp med kantvegetasjon». Naturreservatet ligger inne i Værne kloster landskapsvernområde. Det er utarbeidet utkast til forvaltningsplan for landskapsvernområdet som også omfatter naturreservatet (Fylkesmannen i Østfold 2013).

Det aktuelle området som omfattes av skjøtelsesplanen er et lite areal i østre del av verneområdet, og som tidligere har hatt en mindre bestand av kammarimjelle *Melampyrum cristatum*. Arten er vurdert som sterkt truet på gjeldende rødliste (Henriksen og Hilmo 2015), og har i dag kun fem kjente forekomster i Norge. To av disse er i Østfold, hvorav en i Klosteralléen i landskapsvernområdet, kun ca 600 m i luftlinje fra skjøtelsesplanområdet.



Figur 1: Telemarkslunden. Venstre: Oversiktskart. Høyre: Lunden.

Det er utarbeidet et innspill til faggrunnlag for kammarimjelle (Thylén 2015, Gulbrandsen 2010). Her er introduksjon til egnede lokaliteter, helst i nærheten av eksisterende lokaliteter, nevnt som mulig tiltak for å øke artens forekomstareal. Telemarkslunden er

konkret foreslått som et potensielt område for reintroduksjon. For Klosteralléen biotopvernområde er det laget et eget innspill til forvaltningsplan (Thylén 2016).

Området for skjøtselsplanen er også del av fornminne (pilegrimsleden og gravfelt), og Østfold fylkeskommune skal evt lage en egen skjøtselsplan for området (Fylkesmannen i Østfold 2013).

Områdebeskrivelse

Naturgrunnlag

Området ligger i boreonemoral sone svakt oseanisk seksjon (Moen 1998). Løsmassene består av marine strandavsetninger (NGU 2016). Telemarkslunden ble plantet som en bøkellund på 1890-tallet, men det står igjen en del eik som er eldre (ca 250 år). Opplysninger om tidligere beite (Fylkesmannen i Østfold 2013) kan tyde på at her tidligere har vært en eikehagemark. Bakken i lunden er frisk, med en del fuktige partier, men blir noe tørrere i ytre del (i sør) av planområdet. Det ligger en del store steiner i området (steinring) samt en liten kolle (gravhaug) i skogkanten mot nord. Området grenser mot dyrket mark i sør, og utstrakte partiene grenser mot et steingjerde på nordsiden.



Figur 2: Aktuelt skjøtselsoverflate for kammarimjelle i Telemarkslunden.

Vegetasjon og flora

Skjøtselsområdet har et forholdsvis glissent tresjikt av eik og bjørk, samt et par ask og spisslønn. Busksjikt er i stor grad ryddet vekk, men i skogkanten mot nordvest er det relativt tett oppslag av unge trær og hassel.

Feltsjiktet er lavvokst og består av en blanding av eng- og skogsarter, med overgang fra lundpreget edelløvskogsvegetasjon mot mer engpreget vegetasjon med større gressinnslag ytterst mot jordekanten. Vegetasjonstype iht. Fremstad (1997) utgjør overganger mellom or-askeskog (D6) og tilsvarende engtype, trolig nærmest karakterisert som hestehavre-eng (G10). Tilsvarende iht. Natur i Norge (NiN) 2.0 vil være en fuktig variant av lågurtskog (T4-C-3) med overgang mot svakt kalkrik eng med mindre hevdpreg (T32-6). Dominerende arter var ved befaringstidspunktet hvitveis, vårkål og ubestemt gress, videre med innslag av bl.a. nyresoleie, kratthumbleblom, korsknapp, hundekjeks, ugrassløvetann, moskusurt og fingerlerkespore. Et besøk senere på sesongen ville avdekke flere arter, bl.a. med en større dominans av gress i ytre del av steinringen.



Figur 3: Området sett fra nord, innenfra Telemarkslunden. Foto: Anders Thylén.

Kammarimjelle er først dokumentert fra området i 1967 av Finn Wischman (Artskart 2016). Fra 1984 er forekomsten angitt med ca 10 eks. rundt ruinene etter gammel steinsetting. Seneste kjente observasjon er fra 1985, med «få eks.» Arten ble ettersøkt i 1986 uten å bli gjenfunnet og angitt som trolig utgått (Båtvik 1992). Det virker som at forekomsten siden den ble oppdaget hele tiden har vært svært liten. Bestanden kan jo ha vært større tidligere, og skulle potensielt kunne ha vært knyttet til et åpnere kulturlandskap på 1800-tallet. Det er likevel trolig sannsynlig at den skulle ha blitt oppdaget tidligere om den hadde vært av noe størrelse. Det antas at det har vært en del ferdsel i området knyttet til gravfeltet og bøkелunden også før 1967.

Det er ikke registrert fremmede eller svartelistede arter (Gederaas et al 2012) i eller inntil lokaliteten, men hundekjeks, burot (vokser i kanten mot jordet) og stornesle

(vokser litt lenger inn i lunden) skulle potensielt kunne innebære problem for de mer småvokste artene, hvis de skulle øke sin utbredelse i området.



Figur 4: Skjotselsplanområdet. Øverst: Sett fra øst. Nederst: Interiør sett fra vest. Foto: Anders Thylén.

Påvirkning

Telemarkslunden har tidligere vært beitet, men ikke siden før krigen. Det er flere fornminner fra bronst- og jernalder i reservatet. Planområdet består nesten i sin helhet av en steinring, som trolig har vært en gravmarkering. Pilgrimsleden går rett gjennom steinringen, og dermed planområdet, og det er ytterligere en synlig sti gjennom deler av området fra nord. Østfold fylkeskommune har satt opp et informasjonsskilt og en parkbenk, og de driver skjøtsel i området ved å fjerne undervegetasjon for å synliggjøre

fornminnene (Fylkesmannen i Østfold 2013). Feltsjiktet viser svake tegn på slitasje fra ferdsel.

For kammarimjelle som ettårig plante og med nærmest fraværende frøbank er årlig blomstring viktig. Planten er veik, og mye tråkk vil kunne innebære at planten skades og at blomstring og frøsetting ikke kan fullføres.

Forvaltningstiltak

Mål

Verneformålet for Telemarkslunden naturreservat er angitt i innledningen, men innebærer bl.a. å «Bevare et område med truet, sjelden og sårbar natur ... Området er av særlig betydning for biologisk mangfold med sjelden vegetasjon og flere sjeldne arter». Med bakgrunn i dette, samt i faggrunnlaget for kammarimjelle (Thylén 2015) settes følgende mål for denne skjøtelsesplanen:

Det skal etableres og opprettholdes en levedyktig populasjon av kammarimjelle i tilknytning til steinringen i Telemarkslunden.

Skjøtelsesområdet skal ha en lavvokst og rik eng/lundflora.

Skjøtelsesplanens hovedfokus er på reetablering av kammarimjelle, men en bør også prøve og ivareta en rik flora generelt. En nyetablering av kammarimjelle må ses i sammenheng med forekomsten i Klosteralléen. Det bør samtidig nevnes at den aktuelle lokaliteten er liten, og at muligheten for å etablere en stor populasjon av kammarimjelle er noe begrenset. For å opprette støtte-/reservepopulasjoner av kammarimjelle i nærområdene til Klosteralléen bør det vurderes å undersøke et større areal ved Værne kloster, for evt å finne ytterligere en egnet lokalitet.

Fylkeskommunens mål og plan for å holde området åpent og å synliggjøre kulturminnene bør i stor grad sammenfalle med målene i denne planen. Det er likevel viktig å ha en god dialog og samkjøring av tiltak, ikke minst for å unngå at plantene skades av utilsiktede tiltak eller slitasje.

Tiltak

Da området ikke har noen forekomst av kammarimjelle per i dag så vil tiltak for å nå målene fordele seg på tilrettelegging av området, reintroduksjon ved assistert frøspredning (se bl.a. Reiso (2014)) og skjøtsel videre framover. Kammarimjelle er en art som trives best i åpne til halvåpne miljøer, og er i de fleste tilfeller på kort eller lang sikt avhengig av skjøtsel for ikke å utkonkurreres av andre arter (Jonsell 2000, Solstad 2011, Thylén 2015). Skjøtsel i forhold til kulturminner har trolig vært utført over flere år, hvilket har ført til at det er lite busker, og forholdsvis lavvokst vegetasjon i området allerede.

Slitasje kan være et problem for kammarimjelle i områder med mye ferdsel. I dette området må det derfor tas stilling til om reetablerte bestand av arten skal gjerdes inn eller ikke. Skjøtsel som motvirker konkurrerende vegetasjon er samtidig avgjørende for å lykkes. Området er lite, og inngjerding av areal kan virke både skjæmmende på området, og enheter kan bli så små at det blir vanskelig å drive hensiktsmessig skjøtsel. Det

vrurderes at en i første omgang bør prøve med «riktig plassering» av bestand samt informasjon for å unngå slitasje. Evt kan en lage et enkelt midlertidig gjerde for etableringsfasen, og som fjernes etter at plantene er etablert.

Følgende tiltak er aktuelle i området:

- Inntil kammarimjelle blir sådd i området (det første eller evt de første to årene) kan vegetasjonen slås to ganger, første gang midt i juli og andre gang i andre halvdel av august. Alt slåtteavfall fjernes etter slått.
- Fjerne ytterligere et par trær/stammer mot sør for å få inn noe mer sollys. Men dagens halvåpne preg med vekslinger mellom sol og skygge skal i stor grad beholdes. Et par småeik og en av stammene på en delt bjørk kan fjernes.
- Assistert manuell frøspredning av kammarimjelle. Frø samles fra Klosteralléen når de er modne og spres/plantes på tre egnede steder i området. På disse stedene må det ryddes litt i konkurrerende vegetasjon for å gi gode spireforhold. Stedene må ikke være i eller tett innpå ferdselslinjer og stier. Det må velges steder med noe naturlig beskyttelse, f.eks tett inntil eldre steinmur i nord, inntil buskkratt i nordvest, og/eller inntil mindre trær eller større steiner ute i halvsirkelen. Tiltak dokumenteres med merking på stedet, bilde og GPS-posisjon, antall frø og angivelse av tilretteleggingstiltak, slik at man kan overvåke hvorvidt tiltakene var vellykkede eller ikke. Det bør også vurderes å involvere Botanisk Museum i Oslo for kunstig spiring innendørs med påfølgende utplanting. Dette er bl.a. utført for handlingsplanarten hvitmure (Thylén 2012). Kammarimjelle med frø er fredet og det må innhentes spesiell tillatelse før et slikt tiltak gjennomføres. Miljødirektoratet, eller den direktoratet bestemmer, er forvaltningsmyndighet etter forskriften.
- Etter at kammarimjelle er sådd: Manuell/maskinell slått på hele arealet i perioden 15. august – 15. september (etter at plantene har sluppet frøene). Kammarimjelleplantene bør ikke slås de første årene. Her må en prøve og slå rundt plantene, og heller luke de konkurrerende plantene nærmest inntil.
- Rydding av kratt gjøres ved behov, dvs i den grad den årlige slått ikke klarer å fjerne alt løvoppslag. Det er spesielt viktig mot skogkanten i nordvest, for å unngå at buskkratt kryper inn i området. Alt ryddeavfall må fjernes fra området.
- Det settes opp et skilt, forslagsvis inntil eksisterende skilt om kulturminner, som informerer om forekomsten og forvaltningstiltakene.

En oversikt over tiltakene med ansvar og frister vises i tabell 1.

Tabell 1: Tiltaksplan. FMØ = Fylkesmannen i Østfold. SNO = Statens Naturoppsyn.

Tiltak	Prioritet	Frist	Ansvar
Slått (to slåtter i startfase) (Manuell slått og lusing lokalt etter innsåing)	Høy	Årlig	FMØ, SNO
Felle et par trær	Høy	2016	FMØ, SNO
Assistert frøspredning kammarimjelle	Høy	2017	FMØ
Krattrydding	Middels	Ved behov	FMØ, SNO
Informasjonsskilt	Middels	2017	FMØ
Overvåking	Middels	Årlig	FMØ, SNO

Oppsyn og oppfølging

Verneområdet besøkes av mange, og det er interesser og aktiviteter knyttet til kulturminner i området. Ferdsel og aktiviteter innenfor området tilsier at det er behov for oppsynsarbeid. Statens naturoppsyn (SNO) har ansvar for oppsyn med verneområdet.

Tiltak i området blir gjort i samråd med Fylkesmannen i Østfold. Fylkesmannen er som forvaltningsmyndighet bestiller av oppsynstjenester fra SNO.

I forbindelse med innføring av kammarimjelle bør det etableres et overvåkningsopplegg med standardiserte metoder. Det er viktig for å avdekke trusler og for å sikre at eventuelle skjøtselstiltak fungerer etter sin hensikt. Utvikling i vegetasjonen, og eventuell slitasje, må følges opp, også med bilder. Bilder kan for eksempel tas med et par års mellomrom fra et bestemt sted i en bestemt vinkel en eller et par steder i området. Bestanden av kammarimjelle bør årlig telles i felt. Overvåkingen bør utføres sentralt i blomstringsperioden og gi en god oversikt over parametere som antall planter / blomstrende planter, lokal utbredelse, behov for skjøtsel og eventuelle trusler. Det må lages enhetlige feltskjema som dekker alle relevante parametere og som brukes konsekvent.

Referenser

- Artsdatabanken & GBIF Norge, 2016 Artskart, internettportal for artssøk.
- Båtvik, J.I. 1992. Sjeldne, sårbare og hensynskrevende karplanter i Østfold. Fylkesmannen i Østfold, miljøvern avdelingen. Rapport 6/92.
- Fremstad E, 1997. Vegetasjonstyper i Norge. NINA Temahefte 12. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Fylkesmannen i Østfold, 2013. Forvaltningsplan for Værne kloster landskapsvernområde med biotopvern, Telemarkslunden – Ekebylunden naturreservat, Husebyskogen naturreservat og Bogslunden naturreservat. HØRINGSUTKAST.
- Gederaas, L., Moen, T.L., Skjelseth, S. & Larsen, L.-K. (red.) 2012. *Fremmede arter i Norge – med norsk svarteliste 2012*. Artsdatabanken, Trondheim.
<http://www.artsdatabanken.no/File/687/Fremmedearter2012>
- Gulbrandsen, J.M. 2010. Faglig grunnlag for og utkast til handlingsplan for kammarimjelle *Melampyrum cristatum*. BioFokus-rapport 2010-35.
- Henriksen S. og Hilmo O. (red.) 2015. Norsk rødliste for arter 2015. Artsdatabanken, Norge
- Jonsell, L. 2000. Faktaark för korskovall. Artdatabanken, Sveriges lantbruksuniversitet.
- Lye, K.A. og Berg, T. 1988. Nye funn og endret antatt status for en del truede og sjeldne arter i Norge. Blyttia 46.
- Moen, A. 1998. Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon. Statens kartverk, Hønefoss.
- NGU. 2016b. www.ngu.no/kart/losmasse/.
- Reiso, S. 2014. Skjøtselsplan for kammarimjelle på Eineren, Larvik. BioFokus-rapport 2014-4.
- Solstad, H. 2011. Faktaark Kammarimjelle. Artsdatabankens faktaark ISSN1504-9140 nr. 179
- Thylén, A. 2012. Innspill til faglig grunnlag og handlingsplan for hvitmure *Drymocalis rupestris*. BioFokus-rapport 2012-17. <http://lager.biofokus.no/biofokus-rapport/biofokusrapport2012-17.pdf>
- Thylén, A. 2015. Innspill til faglig grunnlag for kammarimjelle *Melampyrum cristatum*. BioFokus-rapport 2015-14. <http://lager.biofokus.no/biofokus-rapport/biofokusrapport2015-14.pdf>
- Thylén, A. 2016. Innspill til skjøtselsplan for Klosteralléen biotopvernområde, Østfold. BioFokus-rapport 2016-3.



BioFokus er en ideell stiftelse som skal tilrettelegge informasjon om biologisk mangfold for beslutningstakere, samt formidle kunnskap innen fagfeltet bevaringsbiologi. BioFokus ønsker å bidra til en kunnskapsbasert forvaltning av norsk natur.

En kunnskapsbasert forvaltning forutsetter god dokumentasjon av de arealene som skal forvaltes. BioFokus legger derfor stor vekt på feltarbeid for å sikre oppdaterte og relevante data om botanikk, zoologi, økologi, samt avgrensning og verdsetting av områder.

Høy kompetanse er en forutsetning for å kunne registrere og presentere biologisk mangfold-data på en god måte. BioFokus sine medarbeidere er derfor godt skolert innenfor en rekke artsgrupper og har en bred økologisk forståelse for de ulike naturtypene som de arbeider med, det være seg skog, kulturlandskap eller ferskvann. Digitale verktøy som databaser, GIS og bilde-behandling er viktige redskaper i vårt arbeid for å anskueliggjøre naturverdier på en best mulig måte.

Stiftelsen utgir to digitale rapportserier som heter BioFokus-rapport og BioFokus notat,
<http://biolitt.biofokus.no/rapporter/rapport.htm>
<http://biolitt.biofokus.no/rapporter/notat.htm>



Gaustadalléen 21
0349 OSLO
Org.nr: 982 132 924
post@biofokus.no
www.biofokus.no

ISSN 1893-2851
ISBN 978-82-8209-503-7

BioFokus-notat 2016-18

Mudderløpebille *Pogonus luridipennis*
ved Kurefjorden i Østfold

Stefan Olberg



BioFokus-notat 2017-36

BIO
FOKUS

Ekstrakt

BioFokus har på oppdrag for Miljøvern avdelingen hos Fylkesmannen i Østfold foretatt en kartlegging av den kritisk truede løpebillen mudderløpebille *Pogonus luridipennis*. Arten er i Norge kun kjent fra Fuglevik og Åven – to nærliggende bukter i Kurefjorden i Råde. Det er i dag usikkert om Fuglevik fungerer som et leveområde for mudderløpebillen, mens det ved Åven er en populasjon som holder til på et svært begrenset areal. Noen andre potensielle forekomstarealer i Kurefjorden ble undersøkt, men disse var enten gjengrodd med takrør eller så ble det ikke påvist noen mudderløpebiller. Det trengs en overvåkning av bestanden og et fortsatt ettersøk etter mudderløpebille på egnede lokaliteter, både i Kurefjorden og andre steder. Tiltak for en ivaretagelse av mudderløpebille i Norge diskuteres.

Nøkkelord

Pogonus luridipennis
Mudderløpebille
Kurefjorden
Østfold
Råde
Fuglevik
Åven
Skjøtsel
Kartlegging
Rødlistearter

Omslag

Mudderløpebille fotografert ved Åven. Foto: Stefan Olberg

ISSN: 1893-2851

ISBN: 978-82-8209-604-1

BioFokus-notat 2017-36

Tittel

Mudderløpebille *Pogonus luridipennis* ved Kurefjorden i Østfold

Forfatter

Stefan Olberg

Dato

10. oktober 2017

Antall sider

11 sider

Refereres som

Olberg, S. 2017. Mudderløpebille *Pogonus luridipennis* ved Kurefjorden i Østfold. BioFokus-notat 2017-36. Stiftelsen BioFokus. Oslo.

Publiseringstype

Digitalt dokument (Pdf). Som digitalt dokument inneholder dette notatet "levende" linker.

Oppdragsgiver

Fylkesmannen i Østfold

Tilgjengelighet

Dokumentet er offentlig tilgjengelig. Andre BioFokus rapporter og notater kan lastes ned fra: <http://lager.biofokus.no/web/Litteratur.htm>

BioFokus: Gaustadalléen 21, 0349 OSLO

Telefon 22 95 85 98

E-post: post@biofokus.no Web: www.biofokus.no

Bakgrunn

BioFokus har på oppdrag fra Fylkesmannen i Østfold kartlagt løpebillearten mudderløpebille *Pogonus luridipennis* (Germar, 1823) (fig. 1) langs Kurefjorden i Råde og Rygge kommuner i 2017. Den kritisk truede (CR) arten er i Norge kun kjent fra to langgrunne bukter ved Åven i Råde, der den lever på sterile leireflater. Grunnet usikkerhet rundt mudderløpebillens situasjon i Norge, en påvist sterk tilbakegang i den kjente populasjonen i Fuglevik og manglende handlingsplan for en ivaretagelse av arten, er det behov for et ettersøk av arten på andre lokaliteter, gjøre en bestandsvurdering på kjente lokaliteter og ikke minst vurdere hvilke tiltak som må/bør iverksettes i et forsøk på å hindre at arten dør ut i Norge.



Figur 1: Mudderløpebille *Pogonus luridipennis*. Foto: Stefan Olberg.

Mudderløpebille

Mudderløpebille *Pogonus luridipennis* er en karakteristisk, middels stor løpebilleart med en kroppslengde på 6-8 mm. Den strågule fargen står i kontrast til et metallisk grønt hode og halsskjold, og gir arten et særegent utseende (fig. 1). Arten er den eneste i sin slekt i Norge og skal være grei å kjenne igjen. Leveviset er svært spesielt, og kun en håndfull andre billearter finnes i det samme miljøet som mudderløpebillen. Arten lever i beskyttede, grunne bukter der det akkumuleres leire over store arealer i tidevannssonen. Arten finnes utelukkende på saltenger med fuktig leirebunn som i alle fall delvis oversvømmes av tidevannet og der det kun finnes spredt halofyttvegetasjon. Arten er dagaktiv og kan sees løpende fremme i solskinn. Ofte gjemmer den seg i sprekker i leiren, under steiner eller under gammel tang og annet oppskyll. Arten overvintrer som voksen og kan derfor påtreffes på høsten og gjennom vinteren, men det er størst mulighet for å finne arten i forplantningstiden på vår og forsommer.



Figur 2: Flyfoto over Kurefjorden, med en angivelse av de undersøkte områdene. Hentet fra norgeskart.no.

Mudderløpebille ble første gang påvist i Norge på begynnelsen av 60-tallet (Andersen 1966) ved Åven, og i ettertid har noen få billesamlere registrert arten her frem til begynnelsen av 90-tallet (tabell 1).

På gjeldende rødliste står mudderløpebille oppført som kritisk truet (CR) (Henriksen & Hilmo 2015) som følge av at arten kun har én kjent forekomst i Norge og at det kun finnes noen svært få andre potensielle levesteder. I tillegg har arten hatt en sterk nedgang i populasjonsstørrelsen på den tidligere individrike lokaliteten i Fuglevik. Mudderløpebille er i våre naboland kun kjent fra én lokalitet i Sverige (Ödsmåls kile i Bohuslän) og fra noen få lokaliteter i sydvestre del av Jylland i Danmark.

Funn av mudderløpebille før 1990

Kjente funn av mudderløpebillen i Norge er gjengitt i tabell 1. Denne oversikten er i hovedsak basert på det som ligger ute på Artskart, og listen er derfor ikke fullstendig og gir ikke noe godt innblikk i bestandssituasjonen i denne perioden. Innsamlede individer gjort før 1990 er enten etikettert «Åven» eller «Fuglevik», men det antas at alle individene funnet frem til 90-tallet ble samlet på samme lokalitet; i Fuglevik, nordøst for Åven gård i Råde kommune (fig. 2). Første funn ble gjort på begynnelsen av 60-tallet (Andersen 1966), men et eksakt tidspunkt er ikke kjent, og eventuelle innsamlede eksemplarer fra det første funnet av arten er enten ikke ivaretatt eller så er det ikke lagt ut på Artskart. I etterkant av publiseringen av arten ble det særlig på 80-tallet samlet inn en del eksemplarer. I følge et par av beskrivelsene gjengitt fra denne perioden var det til dels mange dyr som ble observert på lokaliteten.

Tabell 1: Oversikt over funn av mudderløpebille i Norge. Frem til og med 1989 er antallet basert på belagte individer, ikke på hvor mange dyr som ble observert. Eksakt funnsted i denne perioden er også usikkert, men det antas at alle er gjort i Fuglevik. # = antall individer.

Dato	Lokalitet	#	Kommentarer
01.05.1964	Åven	1	
01.06.1982	Fuglevik	1	Leiret saltsump
28.07.1982	Fuglevik	1	
06.06.1983	Fuglevik	29	
17.07.1985	Åven	1	
18.05.1986	Fuglevik	1	
31.05.1986	Fuglevik	3	
31.05.1986	Åven	1	
25.05.1987	Åven	1	
06.05.1989	Fuglevik	1	
01.11.2008	Åven	1	Under stein på kortvokst beitet grasmark
2012?	Åven	1	Under stein på kortvokst beitet grasmark
19.04.2015	Fuglevik	1	På steril leirflate
19.04.2015	Åven	40	På steril mudderstrand/leirflate
21.04.2017	Åven	5	På steril mudderstrand/leirflate
02.05.2017	Åven	16	På steril mudderstrand/leirflate
21.05.2017	Åven	11	På steril mudderstrand/leirflate
09.09.2017	Åven	3	På steril mudderstrand/leirflate

Kartlegging av mudderløpebille etter 1990

Fuglevik

De få søkene som ble foretatt på 1990- og 2000-tallet var resultatløse, og det er liten tvil om at mudderløpebiller i denne perioden enten hadde en svært lav bestand eller i perioder har vært helt fraværende i Fuglevik. Det eneste funnet av mudderløpebiller gjort etter 1990 ble gjort tidlig på våren i 2015, da ett eksemplar ble funnet i en sprekke i leirflaten innerst i Fuglevik (fig. 3). Til tross for mer ettersøk ble ingen flere individer sett denne dagen, og det er usikkert om dette var et tilfeldig funn eller om det fantes en liten populasjon her i 2015. Våren 2017 ble det igjen lett etter mudderløpebiller i Fuglevik, men ettersøke var ikke spesielt intenst. Det ble også lett i nordre deler av bukten ved Fuglevik, uten at det så spesielt lovende ut her. Det skal likevel ikke avskrives helt at mudderløpebiller kan forekomme i den nordre delen. Høsten 2017 ble det igjen foretatt en rask befarings i Fuglevik, men ingen mudderløpebiller ble påvist, men ettersøke var kortvarig og overfladisk.



Figur 3: Forfatteren på jakt etter mudderløpebille i Fuglevik våren 2015. Foto: Arne Laugsand.



Figur 4: Indre del av Fuglevik beites av hester. Høsten 2017. Foto: Stefan Olberg.

Åven

Én mudderløpebille ble funnet under en stein i bukten ved Åven vinteren 2008 av Arne Laugsand, og under den samme steinen ble enda ett eksemplar observert noen år senere. Lokaliteten ble så undersøkt 19. april 2015 av Stefan Olberg og Arne Laugsand. Et par-tre individer ble da sett under steiner på mudderflaten inn mot strandengen på nordsiden av bukta, på samme sted som noen år tidligere. 10 meter lengre ut i bukten går det er gjerde, som ved høyvann ligger isolert med vann på begge sider, men med et smalt belte av sand- og siltholdig leire langs gjerdet (fig. 5 og 6). I hovedsak på utsiden av dette gjerdet ble det talt ca. 40 individer av mudderløpebille 19. april 2015. Billene var da på vei opp gjennom leiren, og mange huller laget av mudderløpebillen ble sett, gjerne i tilknytning til sprekker i leirflaten eller under steiner, men også utenom slike (fig. 7).

21. april 2017 ble lokaliteten undersøkt av Stefan Olberg på nytt, og totalt fem eksemplarer ble observert. Alle fem ble funnet under steiner, tre innenfor gjerdet og to utenfor. Forholdene var nok ikke optimale, med litt høy vannstand og litt kaldt vær. 2. mai var været noe bedre, og totalt 16 eksemplarer ble påvist, de aller fleste utenfor gjerdet. Vannstanden ved befaringen var relativt normal. Enkelte dyr var fremme i solen og et par av billene tok til vingene og fløy et par meter. De fleste individene ble sett i leirsprekker, som de kom opp fra når de ble skremt. Mange av billene forsvant også ned i slike sprekker etter å ha løpet litt fremme på overflaten. 21. mai var Kjell Magne Olsen på lokaliteten og han

observerte totalt 11 individer. 9. september var været dårlig, med svært mye regn natten før og svært høy vannstand, til tross for at lokaliteten ble besøkt når det skulle være lavvann. En kort undersøkelse viste at arten fortsatt var der, og tre eksemplarer sittende under stein og grønske på innsiden av gjerdet ble påvist.



Figur 5: Flyfoto med avgrenset kjerneområde (rødt) for mudderløpebillen ved Åven.

Andre lokaliteter

Det ble gjort forsøk på å påvise mudderløpebillen innerst i Rosnesbukta, i bukta sør for Tasken, ved Kokholmsund og ytterst på Husholmen (fig. 2). I Kokholmsund og i bukta sør for Tasken er det takrør helt ut i vannet, og lokalitetene egner seg ikke for mudderløpebillen. Noe bedre er det ytterst på Husholmen, men området som ikke er bevokst med takrør er lite og ble ikke undersøkt for en forekomst, kun vurdert fra avstand på et ugunstig tidspunkt for ettersøk av mudderløpebille. Det er uansett lite sannsynlig at mudderløpebillen forekommer her. Innerst i Rosnesbukta ble deler av den vestre strandengen undersøkt våren 2017, men uten positivt resultat. Det er likevel en viss mulighet for at arten kan finnes her, og østre del (som ikke ble undersøkt i 2017) bør absolutt undersøkes nærmere.



Figur 6. Åven i Råde – eneste sikre lokalitet for mudderløpebille i Norge i dag. Arten ble i all hovedsak sett på utsiden av gjerdet, i et 2 m bredt belte over ca. 60 m lengde. Foto: Stefan Olberg.



Figur 7: Mudderløpebillen gjemmer seg gjerne i sprekker i leiren (venstre) eller under steiner (høyre). Foto: Stefan Olberg.

Skjøtselsråd

Generelt

Hovedproblemet på strandengene i Kurefjorden og alle andre strandenger på Østlandet som ikke beites/slås/ryddes, er fremveksten av takrør og andre høyvokste sivarter. I løpet av de siste 20-30 årene har slike sivarter, og da

særlig takrør, spredd seg kraftig og overtatt totalt på alle uhevdete, grunne akkumulasjonstrender på Østlandet. Det er altså et udiskutabelt behov for hevd av strandengene i Kurefjorden, men hevdintensitet, hvilke metoder og hvilke dyr som brukes til beite, har det vært mindre fokus på. Det er en balansegang å skulle opprettholde en strandeng hvor mesteparten av de interessante artene ivaretas. I praksis betyr det at strandengene verken må vokse helt igjen eller blir for nedbeitet.

Manuell rydding og slått er antagelig en bedre skjøtselsmetode enn intensiv beiting, i alle fall for å holde takrør og andre høyvokste sivarter i sjakk. Lette raser av kyr eller ungdyr egner seg antagelig best som beitedyr (Svalheim 2011), men beiteintensiteten må nøye kontrolleres. I strandengarealet på sørsiden av bukten ved Åven ble det høsten 2017 observert sau. Sau er lette beitedyr som forårsaker mindre tråkkslitasje og holder seg unna våte arealer, men sau egner seg dessverre dårlig som beitedyr på strandenger fordi de i liten grad beiter på takrør og andre planter som utgjør et gjengroingsproblem (Fremstad og Elven 1999). Hest – som beiter i Fuglevik – er heller ikke optimalt, i hovedsak som følge av erosjonsskadene som tråkkslitasjen fører til, samt at beitet over tid gir en kortklipt og flat gressplen-aktig eng (fig. 4).

Det bør tillates at vegetasjonen på strandengene i Kurefjorden i større eller mindre grad vokser igjen i perioder, slik at ikke alle strandengene blir helt monotone med enten kun takrør eller kun kortbeitet gressvegetasjon. Et slikt delvis gjengrodd suksesjonsstadium er det stadiet flest arter foretrekker, og er med på å motvirke et lavt (og gjerne mindre interessant) artsinnhold. Det vil sannsynligvis også gagne mudderløpebillen, som ikke trives med takrør og som ser ut til å være vår for mye tråkk. Et ekstensivt beitetrykk vil antagelig også føre til at beitedyrene i mindre grad beiter på sekundære arealer, og dermed i mindre grad beveger seg ut på mudderflatene.

Åven

Mudderløpebillen er utvilsomt en av de mest truede billeartene i Norge, og det skal ikke mye til for at populasjonen ved Åven skal få seg en kraftig knekk eller forsvinne helt. Det er svært viktig at det kjente forekomstarealet ikke blir gjort tilgjengelig for beitedyr. Slik det var ved befaringene i 2017, så har kyrne som beiter innerst i bukten åpen tilgang til leveområdet, men antagelig kommer de seg ikke så langt ut i bukten grunnet noe bløt bunn, eller det er lite interessant for kyrne å gå ut dit grunnet manglende vegetasjon her. Det bør uansett settes opp et gjerde mellom den gressbevokste strandengen og mudderflaten utenfor, for å hindre at kyrne går ut på mudderflaten innerst i bukten. Mudderflaten innerst i bukta var våren 2017 helt istykkertråkket, og egnet seg ikke som leveområde for noen billearter (fig. 8). Fra nordsiden av bukta er det mulig å komme ut til lokaliteten, men gjerdet gjør at eventuelle beitedyr ikke kommer ut dit hvor de fleste mudderløpebillene oppholder seg; på utsiden av gjerdet. Det er ingen nylige spor etter beite på nordsiden av bukta, og en eventuell oppstart av beite her bør foregå ekstensivt, samt at det absolutt bør plasseres et gjerde

lengre inn; mellom strandengen og den spredt bevokste leirflaten, slik at beitedyrene ikke kommer seg ut på leirflaten i det hele tatt. Eventuelle reparasjoner/endringer i eksisterende gjerde som går ute ved lokaliteten må foretas med forsiktighet. Det bør ikke fjernes oppskyll eller steiner som ligger langs gjerdet, da disse fungerer som gjemmesteder for mudderløpebillen. Slik ryddig av oppskyll foregår antagelig i dag på strandengen, både innerst i bukta, der det er kyr som beiter, og i nord. Fjerning av oppskyll bør begrenses, ettersom mange insekter og andre småkryp lever i eller bruker oppskyllet som gjemmested i perioder av året.



Figur 8. Tråkkslitasjen er svært tydelig innerst i bukten ved Åven. April 2017. Foto: Stefan Olberg.

Det er vanskelig å gi noen konklusjon på populasjonsstørrelsen ved Åven, men det begrensede tilgjengelige arealet for mudderløpebillen er lite, og omkringliggende arealer ser i liten grad ut til å bli brukt. Det er også godt mulig at populasjonsstørrelsen varierer en del fra år til år, enten som følge av naturlige svingninger eller mer sannsynlig som følge av ulike negative påvirkninger på lokaliteten. Det er lite som tyder på at bestanden ved Åven teller noe mer enn noen få hundre dyr. Hovedproblemet med lokaliteten er at muligheten for å utvide leveområdet er svært begrenset og at mudderløpebillen har få tilbaketrekningsmuligheter ved ekstremvær. For å øke det potensielle leveområdet må storfebeite innerst i bukten avgrenses slik at beitedyrene ikke har tilgang til mudderflatene i Åven, men om så skjer er det likevel ikke sikkert at mudderløpebillen i fremtiden vil ta denne delen av bukten i bruk.

Fuglevik

Slik tilstanden på strandengen i Fuglevik er i dag, er det liten tvil om at det er langt færre insektarter som trives her enn hva tilfellet var for 15-20 år siden, i hovedsak grunnet overbeite og tråkkslitasje, men antagelig også som følge av mye tilførsel av møkk fra hest og gjess. Svært mange høyt rødlistede insekter er tidligere påvist i Fuglevik, og minst to billearter (*Berosus luridus* og *Agabus uliginosus*) er i Norge kun kjent herfra i nyere tid (siste 50 år). Det er uvisst hvor mange av de truede artene som fortsatt finnes her, men mye tyder på at mange av dem har forsvunnet grunnet endringene som har skjedd de siste tiårene. Strandengen er i dag snaubeitet nesten helt oppe fra veien og ned til mudderflaten, og det er i hovedsak hest som beiter her (fig. 4).

Det er antagelig svært viktig at følgende tiltak gjennomføres så fort som mulig:

1) Antallet hester som beiter reduseres sterkt eller helst tas ut i en periode over noen år slik at slitasjen og beitetrykket reduseres og vegetasjonen har mulighet til å hente seg inn.

2) Hvis det fortsatt skal beites i hele eller deler av strandengen i Fuglevik, så må det settes opp gjerder mot leirflaten slik at hestene ikke kommer ut på disse. Bevokste deler av leirflatene og nærliggende arealer vil uansett bli beitet av gjess, men da blir det ikke noe tråkk fra tunge dyr som kan ødelegge for mudderløpebillen. Det kan også være lurt å ikke åpne opp hele strandengområdet for beite hvert år, men heller rullere litt og la deler av strandengen få gro noe mer igjen.

3) Det bør sterkt vurderes om manuell fjerning av uønsket vegetasjon i større grad kan erstatte beite.

4) En mer detaljert skjøtselsplan for lokaliteten utarbeides, der det legges mer vekt på å ivareta/gjenopprette det biologiske mangfoldet som har gått tapt på lokaliteten.

Det foreligger en forvaltningsplan for hele Kurefjorden (Restad 2012), og flere gode forslag og tiltak foreslått i denne planen er dessverre ikke fulgt godt nok opp. Det er dessverre også slik at planen ikke tar noe spesielt hensyn til de mange truede insektartene som er påvist her, men virker å ha som hovedhensikt å tilrettelegge for enkelte fuglearter (vadefugl og en del andre sjøfugl). Forvaltningsplanen blir også litt for generell, og en mer detaljert skjøtselsplan som tar hensyn til det totale mangfoldet er sårt nødvendig både i Fuglevik og i bukten ved Åven.

Innerst i Fuglevik var det våren 2017 svært lite tang og annet oppskylt materiale på strandengen og på mudderflatene, og på høsten samme år ble det ikke observert noe oppskyll i den innerste delen av bukten i det hele tatt. Forholdene var noe bedre to år tidligere, men også da var det relativt lite oppskyll på strandengen. Noen steiner finnes her, og da i hovedsak på mudderflatene, men stort sett er det få gjemmesteder for mudderløpebillen. Det kan se ut som at

strandengen i Fuglevik ryddes for oppskyll, men det er også mulig at det er hestene som har spist det opp. I fremtiden bør rydding begrenses til fjerning av søppel, og beitetrykket må være såpass lavt at dyrene ikke spiser oppskyllet.

Det ble lett litt etter biller generelt i Fuglevik ved de to besøkene som ble foretatt her i 2017 (ett på våren og ett på høsten), og antallet påviste arter var svært lavt. Sett med insektøyne er det ingen tvil om at det er et alt for stort beitepress på strandengen i Fuglevik, og dette kan heller ikke være gunstig for diversiteten av karplanter og mange andre organismegrupper. De eneste artsgruppene som muligens kan nyte godt av gjeldende skjøtselsregime er gjess og enkelte vadefugl. Høyt beitepress over lang tid, tråkkslitasje, gjødsling og få tilgjengelige gjemmesteder er alle mulige årsaker til at mudderløpebillen kan ha forsvunnet fra Fuglevik.

Det bør i fremtiden fortsatt gjøres undersøkelser for å klarlegge om mudderløpebillen faktisk har en bestand i Fuglevik. Det vil også være aktuelt med en utsettelse av mudderløpebillen fra lokaliteten ved Åven, men et slikt tiltak bør ikke gjøres så lenge det fortsatt går hester i området som har mulighet til å gå ut på mudderflatene.

Undersøke andre potensielle lokaliteter

En målrettet kartlegging av potensielle lokaliteter for mudderløpebillen bør prioriteres videre. Arten kan være vanskelig å påvise, og vær, tidevann og tidspunkt på året vil påvirke utfallet av et ettersøk. Det er få som oppsøker slike ekstreme habitater på jakt etter insekter, og det bør derfor prioriteres et spesifikt ettersøk etter mudderløpebillen på egnede lokaliteter.

Referanser

- Andersen, J. 1966. Koleopterologiske notiser. Norsk Entomologisk Tidsskrift 13(4): 454-456.
- Fremstad, E. og Elven, R. 1999. Beiting og slått i havstrandområder. I: *Skjøtselsboka for kulturlandskap og gamle norske kulturmarker*. Landbruksforlaget.
- Henriksen, S. og Hilmo, O. (red.) 2015. Norsk rødliste for arter 2015. Artsdatabanken, Norge.
- Ljungberg, H. 2005. Faktablod: *Pogonus luridipennis* – gulvingad saltløpare. ArtDatabanken 2005-05-16.
http://www.artdata.slu.se/rodlista/Faktablod/pogo_lur.PDF
- Restad, C. 2012. Forvaltningsplan for Kurefjorden naturreservat. Fylkesmannen i Østfold, miljøvern, rapport nr. 3, 2012:1-37 + vedlegg.
- Ødegaard, F. 2010. Mudderløpebille *Pogonus luridipennis*. Artsdatabankens faktaark. Artsdatabanken.
<http://www2.artsdatabanken.no/faktaark/Faktaark98.pdf>



BioFokus er en ideell stiftelse som skal tilrettelegge informasjon om biologisk mangfold for beslutningstakere, samt formidle kunnskap innen fagfeltet bevaringsbiologi. BioFokus ønsker å bidra til en kunnskapsbasert forvaltning av norsk natur.

En kunnskapsbasert forvaltning forutsetter god dokumentasjon av de arealene som skal forvaltes. BioFokus legger derfor stor vekt på feltarbeid for å sikre oppdaterte og relevante data om botanikk, zoologi, økologi, samt avgrensning og verdisetting av områder.

Høy kompetanse er en forutsetning for å kunne registrere og presentere biologisk mangfold-data på en god måte. BioFokus sine medarbeidere er derfor godt skolert innenfor en rekke artsgrupper og har en bred økologisk forståelse for de ulike naturtypene som de arbeider med, det være seg skog, kulturlandskap eller ferskvann. Digitale verktøy som databaser, GIS og bilde-behandling er viktige redskaper i vårt arbeid for å anskueliggjøre naturverdier på en best mulig måte.

Stiftelsen utgir to digitale rapportserier som heter BioFokus-rapport og BioFokus notat, <http://www.biofokus.no/Publikasjoner/publikasjoner.htm>

Sjøfuglbestanden på Store Revlingen hekkesesongen 2017

Av

Lennart Fløseth

I år gjennomførte Knut Tronsen og undertegnede tellinger og ringmerking på Store Revlingen den 23. juni og 4. juli. Under presenteres antall ringmerkede reirunger av de ulike artene, før det følger en oversikt over hva som ble notert av observasjoner.

Denne hekkesesongen var atter en gang dårlig for fiskemåkene. Hettemåkene har vist en gradvis framgang de siste åra, og hekkebestanden av makrellterne var muligens den beste på svært mange år. For stormåkenes del var sesongen middels god etter vår vurdering.

Sistnevnte fikk man også inntrykk av i et avisinnlegg i Moss Avis i sommer, hvor en kajakkpadler klaget over nærgående makrellterner da han hadde padlet nær strandkanten på sin tur rundt øya. Vedkommende hang seg på et annet innlegg av en person som var irritert over at det var blitt så mange måker på Store Revlingen, og at dette var et problem når han skulle spise maten sin i fred på toppen av øya og samtidig forsøke å nyte utsikten. Forvaltningen har et ansvar for å spre fakta og bidra til mer positive holdninger til natur og dyreliv hos publikum. Det vil kanskje være på sin plass å få satt opp et informasjonsskilt på Store Revlingen hvor dere forklarer sjøfuglenes adferd og svingninger i bestandsstørrelsene, og ikke minst forteller at denne hekkeøya først og fremst er fuglenes base og at vi mennesker må vise hensyn og bedre forståelse.

ART	ANTALL RINGMERKET
Makrellterne	23
Hettemåke	21
Fiskemåke	34
Gråmåke	28
Sildemåke	73
Svartbak	5
Siland	1 voksen hun
Sandlo	2
Til sammen	187

23.06.2017:

Siland 4 hunner funnet på reir med h.h.v. 12, 7, 8 og 8 egg i reiret.

Ærfugl notert.

Skjærpiplerke 10+

Sandlo 1 par med to pullus

Tjeld 4-5 par, 1 pullus sett

Rødstilk 1 ad. varslet

Hvitkinngås 20 ad. + 18 pullus på øyas østside, 15 ad. + 5-6 store pullus/ungfugler på øyas nordside.

Fiskemåke 250+ ad i sør og øst, i tillegg 40+ ad. i nord.

Hettemåke 40-50 ad. i øst, 10 reir m egg og nyklekte unger.

Makrellterne 30+ ad. og 8 reir med egg.

Svartbak 2-3 par

Sildemåke 230+ ad.

Gråmåke 100+ ad.

04.07.2017:

Storskarv 19

Hvitkinngås 32 ind. på vannet i NV.

Fiskemåke 16 pullus på vannet på østsida og 8 pullus på vannet på nordsida.

Hettemåke 63 pullus/1k på vannet på østsida.

Makrellterne 20+ pullus/1k fløy langs stranda på østsida.

Ung stormåke 43 ind. på sjøen på vestsida.



Forvaltningsplan for villsvin i Østfold

Veiledning om lokal forvaltning av villsvin

Vedtatt av Østfold fylkesting og fylkesmannen i Østfold 2016



Villsvin sugge med unge, Torpedalen Halden april 2016.

Forord

Hensikten med denne planen er å gi veiledning om rammevilkår og mulige forvaltningsgrep for villsvin i Østfold til myndigheter, grunneiere, jordbruksprodusenter, interesseorganisasjoner og allmenhet.

Forvaltningsplanen er utarbeidet i samarbeid mellom Østfold Fylkeskommune og Fylkesmannen i Østfold.

Arbeidsgruppen har bestått av:

Fra fylkesmannen: Torbjørn Kristiansen, Sverre Saxebøl, Bård Skrøvset og Åsmund Fjellbakk.

Fra fylkeskommunen: Pål Erik Jensen.

Naturmangfoldlovens kapittel III inneholder regler om forvaltning av alle arter. Paragraf 15 første ledd fastsetter et generelt forvaltningsprinsipp om at høsting og annet uttak av naturlig viltlevende dyr skal følge av lov eller vedtak med hjemmel i lov. Adgangen til høsting og annet uttak av vilt er regulert av viltloven med forskrifter.

Fylkeskommunen fikk i 2010 overført oppgaver innen vilt- og fiskeforvaltning og ble derav også en forvaltningsmyndighet etter viltloven. Oppgaven er derfor ikke omtalt i fylkesplanen som ble vedtatt i 2009. Fylkesplanen har imidlertid som strategi å «*bekjempe fremmede arter som truer fylkets stedegne biomangfold*». I Regionalplan fysisk aktivitet er strategien at Øfk «skal bidra til at høstbart vilt forvaltes i tråd med formålet i viltloven».

Hensyn til viltet skal tas i all kommunal og fylkeskommunal planlegging.

Fylkeskommunen har gjennom sitt veiledningsansvar overfor kommunene også et ansvar for å bidra til kunnskapsbygging og -deling for kommunal og regional viltforvaltning.

En forvaltningsplan er et verktøy hyppig brukt i staten, men har ikke en formell plass i planhierarkiet i fylkeskommunen, eller etter plan- og bygningsloven. Denne forvaltningsplanen er ment som en veileder, et kunnskapsgrunnlag og et verktøy for samordnet regional og kommunal villsvinforvaltning i Østfold.

Planen rulleres dersom det innføres nye eller endrede regler for forvaltning eller tiltak for villsvin. Bestandsendringer kan også gi behov for rulling av planen.

Innhold

Forord	1
Sammendrag	3
Innledning.....	4
Bakgrunn.....	4
Historikk	4
Status	5
Biologi.....	6
Områdebruk	6
Forekomst og utbredelse i Østfold	7
Bestandsutvikling	7
Utbredelse	8
Villsvin og samfunn	10
Jakt	10
Skader på innmark	10
Utsiktet fôrtilgang	12
Skader på skog.....	14
Mulige effekter på husdyrproduksjon	14
Sykdommer og smitte	14
Skadeforebygging	15
Trafikk.....	16
Mål og strategier for villsvinforvaltning i Østfold	16
Mål.....	16
Strategier	16
Tiltak.....	17
Nærmere om viktige tiltak.....	17
Samarbeid i forvaltningsområder	17
Samarbeid må oppmuntres	18
Forvaltningsområder	19
Samarbeid om ettersøk	20
Forebyggende tiltak mot påkjørsler.....	20
Fôring og åte.....	20
Registrering	21
Jakt.....	21
Håndtering av kjøtt	22
Litteratur	23
VEDLEGG 1 Regelverk om villsvin	24

Sammendrag

Forekomstene av villsvin øker både i Østfold og på svensk side av riksgrensen, og vil være tilstede i framtida. Artens forekomst, levemåte, høstingspotensiale og skadepotensiale beskrives generelt og det pekes på en del forhold av betydning i fylket.

Det pekes på at det er viktig for naturgrunnlaget å holde bestandenes størrelse innenfor den naturlige bæreevne og viktig for landbruket at skadeomfanget styres. For å få til dette må det samarbeides om forvaltning lokalt; og kunnskapsnivået om forvaltning av arten må økes.

Det anbefales at kommunene tar initiativ til lokalt samarbeid med elgvaldene som utgangspunkt i alle områder med villsvin regulært tilstede. Gjennom slikt samarbeid kan hensiktsmessige mål for forekomsten i området bestemmes, samtidig som det etableres samarbeid om hvordan målene skal nås og hvem som har ansvar for ulike tiltak.

Det anbefales at kommuner med streifdyr av villsvin tar initiativ til fagmøter for vald og organisasjoner med formål å øke kunnskap om villsvin og villsvinforvaltning.

Regionale viltmyndigheter må bidra aktivt med kunnskap, og støtter kompetanseoppbygging.

Anbefalinger og målsetninger

- Etablere lokalt samarbeid.
- Styre bestanden mot lokale bestandsmål.
- Begrense skader på jordbruksmark gjennom lokale tiltak.
- Begrense villsvinsrelaterte trafikkulykker.
- Øke kunnskapsnivået blant alle berørte.
- Fremme etisk riktige jaktformer og hundebruk.
- Øke kompetansen i jakt og ettersøk.

Innledning

Villsvin har blitt en del av Østfolds fauna, og er etablert over store deler av Halden og Aremark kommuner, mens streifdyr er observert i de fleste av fylkets kommuner. Utbredelsen forventes å øke, og da særlig etter at en sammenhengende svensk utbredelse ligger opp til våre grenser. Villsvin formerer seg raskt, og stammen kan vokse svært fort ved gunstige miljøforhold. Det er velkjent at tette bestander av villsvin er utfordrende for jordbruksnæringen. Levesettet utfordrer vårt tradisjonelle syn på viltforvaltning og setter større krav til samarbeid mellom grunneiere, produsenter i jordbruket og jegere. Kun gjennom utstrakt samarbeid kan bestanden styres slik at skader på innmark og avlinger unngås, samtidig som artens jaktverdi kan tas i bruk.

Hensikten med denne forvaltningsplanen er først og fremst å gi jegere, grunneiere, produsenter i jordbruket og deres organisasjoner veiledning og grunnlag for forvaltning av villsvin; slik at de kan styre bestanden lokalt, og begrense skadene i jordbruket og trafikken gjennom lokale tiltak. Det er også et mål at økt kunnskap skal føre til gode jaktrutiner og riktig hundebruk i både i ordinær jakt og ved ettersøk.

Bakgrunn

Historikk

De eldste funnene vi har av bein fra villsvin i Norge er ca 9500 år gamle. Funnene i Østfold er fra yngre steinalder ca 6-7000 år siden som sammenfaller med en varmere periode, atlantisk tid. På den tida var det rike edellauvskog i kyst-Norge. I steinalderen var villsvinet en naturlig del av norsk kystfauna, og dessuten viktig føde for mennesker. Den norske villsvinbestanden døde trolig ut for over 1000 år siden, som følge av kaldere klima, økt jordbruk og jakt. I Sverige forsvant det siste villsvinet på 1600-tallet.

Villsvinet reetablerte seg i Sverige fra utsettinger på midten av 1970-tallet, og selv om arten var uønsket, økte bestanden. I 1988 valgte den svenske Riksdagen å godta villsvinet som en del av svensk fauna. Siden har villsvinbestandene spredd seg raskt, og avskytingen har økt drastisk. Fra midten av 1990-tallet har enkelte streifdyr krysset grensen til Norge, og et økende antall observasjoner og felling er gjort i Østfold, Akershus og Hedmark. Den første etableringen av reproduserende villsvin ble registrert i Aremark kommune hvor det ble observert suggeflokk i 2005.

Status

Villsvin er på Norske svartelister fra 2007 og 2012. I 2007 ble villsvin definert som art med ukjent risiko, og i 2012 som en art med svært høy økologisk risiko av Artsdatabanken som skriver i sin kriteriedokumentasjon: «Villsvin er vurdert til svært høy risiko basert på stor sjansje for etablering i Norge samt vert til flere *Trichinella*-arter (trikiner). Studier i flere land i Europa viser at stedegne arter, som rødrev og gaupe, har høyere infeksjonsrater enn villsvin (Pozio 1998, Oivanen et al. 2002). Vi vet ikke i hvilken grad villsvin vil påvirke forekomsten av *Trichinella* i stedegne arter om den etablerer seg i Norge. Villsvin har dessuten en påvirkning på plantesamfunn gjennom gjentatt roting og graving i skogen og lysåpninger. Villsvinet har forskjellig forvaltningsstatus i Norge og Sverige. Det betraktes som en fremmed art med risikovurdering "svært høy risiko" i Norge, mens i Sverige besluttet Riksdagen i 1998 at det skulle tilhøre den svenske faunaen.»

Svartelistebegrepet oppfattes ofte som en liste over uønskede arter. Ifølge Artsdatabanken har de ikke tatt stilling til om artene på lista er ønsket eller uønsket og sier det er i tilfelle opp til myndighetene å gjøre. I våre naboland har Riksdagen i Sverige erklært villsvin for å være en svensk viltart fra 1988, mens danske myndigheter har erklært arten for uønsket på grunn av frykt for svinepest. Det ble iverksatt nedskyting av villsvin som opptrådte i det fri i 1997 og det er bortskytingsplikt for dyr som krysser grensen fra Tyskland.

Det er delte meninger om villsvin i Østfold. Noen mener villsvin er uønsket fordi arten er oppført på svartelista og har stort skadepotensiale. Andre mener villsvinet hører til i vår natur og er viktig for spredning av en del sjeldne planter og kan bli et nytt byttedyr for ulv.

Utvikling mot et mildere klima og stadig økende utbredelse av Sveriges villsvinstamme gjør det overveiende sannsynlig at villsvin er kommet for å bli i Østfold. Villsvin kan betraktes som en fremmed art siden den nylig er innvandret, men samtidig har villsvin tidligere vært en del av vår natur og fungerer derfor ikke som en art som er fremmed for andre arter i vår natur. Jordbruk og skogbruk har endret seg mye mens villsvinet var borte, og det er da også innen disse primærnæringene at skader fra villsvin oppstår. Samtidig har disse næringene tradisjon for å kunne håndtere skader fra ulike viltarter, og det er også disse næringene som er nærmest til å kunne utnytte inntektsmuligheter som villsvin kan gi.

Biologi

Villsvinet er et nattaktivt dyr. Arten er sky, og har meget god hørsel og luktesans. Villsvinet trives best i kulturlandskap med variasjon mellom dyrket mark og skog. Områdebruk kan påvirkes gjennom foring. Villsvinet er altetende, men om lag 85 % av føden består av plantemateriale. Døgnaktiviteten reguleres av mattilgangen og normalt er de aktive 6–8 timer i døgnet. I løpet av de aktive timene forflytter de seg gjennomsnittlig sju kilometer.

Hunddyrene lever i flokker som ledes av et eldre dyr. Disse flokkene er basisen i villsvinbestanden, og har leveområder på 8000 – 17 000 dekar. Lederdyret synkroniserer brunsten i flokken slik at fødslene foregår omtrent samtidig og flokken kan opptre samlet. Normalt er brunsten fra september til januar, og kull på 3 til 6 unger fødes etter omlag fire måneder. Ungene dier i 2 måneder. I starten ligger ungene i redet som mora har bygget. Selv når de blir større og tas inn i flokken følger de ikke alltid mora, men kan passes av andre hundyr. Villsvin i Norge og Sverige får normalt et kull i året, men nye kull etter tap av førstekullet kan komme på seinsommer og høst. Ved kjønnsmodning (10 måneders alder) jages unge råner ut av hundryflokken og de opptre deretter alene eller i mindre grupper. Slike dyr kan trekke over store områder og kan sees på steder hvor villsvin ikke er fast forekommende. Unge hundyr blir værende i flokken og det er derfor et mor – datter slektskap innad i flokken.

I områder med utstrakt fôring utgjør dette hoveddelen av mageinnholdet til undersøkte villsvin i Sverige. Generelt var 70% av villsvinets føde fra menneskelig opphav. Mye er mat fra åker og eng, men en betydelig del var utlagt fôr (Lemel 1999). Dette er en viktig årsak til at den svenske villsvinbestanden ble beregnet å ha en årlig tilvekst på omtrent 30 prosent i perioden 2001 til 2009. I årene 2010 og 2011 med harde vintre var tilveksten betydelig mindre og noen steder har bestanden holdt seg på omtrent samme nivå senere. Jaktuttaket har økt svært ulikt mellom svenske fylker, fra 17 til 65%. Alle undersøkelser viser at jakt er klart viktigste dødsårsak.

Det er viktig å være klar over at det ved utstrakt fôring er mulig å skape en tilsvarende kunstig høy bestandsvekst i Østfold.

Områdebruk

Undersøkelser i Aremark i 2010 (Haaverstad 2011) viste at villsvin helst bruker eldre granskog i hogstklasse 4 framfor ung skog til næringsøk. Samtidig var det klar preferanse for høy bonitet og skog med bærlyng, tydeligst sommer og høst. Hogstflater ble nesten ikke brukt.

Svenske studier av radiomerkede dyr viser at villsvin ikke bruker landskapet helt tilfeldig, men har likartet valg av beiteområder i skog som undersøkelsen i Aremark viser. Samtidig er bevegelsesmønster og valg av oppholdssteder hovedsakelig styrt av mattilgang, årstid og risiko som jakt og trafikk. Intens trafikk hindrer villsvin å krysse veier, intens jaktaktivitet resulterer i flukt, mens mindre intens jakt resulterer i å holde seg i skjul.

Det ble samlet møkkprøver fra villsvin i forbindelse med feltarbeidet i Aremark og 16 av prøvene var dominert av korn og gras, mens 7 av prøvene hadde et innhold med jordaktig lukt og mørkt utseende, og så i hovedsak ut til å stamme fra føde funnet i bakken. Det så ikke ut til å være store forskjeller på prøver fra sommer og vinter, korn og gressfiber var tallrikt i vinterprøvene også. Én av prøvene var dominert av grove trefiber. Deler av insekter ble påvist i sju av prøvene. Det ble funnet skall etter løpekuler, såkalte hjortetrøfler, i to av prøvene og som villsvinet må grave for å få tak i. Mais og linfrø ble funnet i seks av prøvene, og var tegn på besøk på fôringsplasser.

Forekomst og utbredelse i Østfold

Bestandsutvikling

Fram til jaktåret 2014/2015 har det ikke eksistert noen offisiell jaktstatistikk for villsvin. Det er heller ikke noe system for innsamling av skaderapporter. Basert på informasjon fra lokalkjente er utviklingen i grove trekk som følger.

På 90-tallet var det flere utsetninger og rømminger i Sverige ikke langt fra riksgrensen sør og øst for Halden. Noen av disse dyra ble registrert ved observasjoner og sportegn sørøst i Halden. Det var også flere observasjoner i Trøgstad nær Akershusgrensen, bl.a. av yngling i det fri, og det ble skutt 6 dyr i januar 2001. Flere av observasjonene viste at disse dyra var lite sky og oppførte seg som rømte tamdyr.

På svensk side øst for Aremark ble det satt ut og fôret villsvin i flere år. Forekomsten økte raskt i antall og i 2005 ble den første hundryflokken observert i Aremark. Det første handyret ble felt i 2006. Siden økte antall observasjoner og fellinger gjennom flere år helt til de harde vintrene 2009/10 og 2010/11. Etter det har antall dyr vært noe mindre.

I Halden var det en liknende utvikling med dyr fra utsetting på svensk side sør for riksgrensen. Flere observasjoner av til dels mange dyr i flokk, og fellinger av flere dyr i Enningdalen fulgte etter en økende forekomst gjennom flere år på svensk side. De harde vintrene og aktiv jakt reduserte også her mengden villsvin. Det er likevel observasjoner av villsvin og hundryflokker ujevnt fordelt i hele Idd. Fra 2012 er det

registrert hundryflokker på nordsiden av Haldenvassdraget i Halden kommune. Forekomsten har bredt seg noe mot nord og vest.

Fra vinteren 2012/13 har det vært hyppigere observasjoner av enkeltdyr og grupper av unge handyr i fylket. Det viser at ungeproduksjonen tok seg opp igjen etter de to harde vintrene. Utenfor det mer sammenhengende området med hundryflokker er det registrert enkelthandyr og smågrupper av unge handyr, samt noen få enkelthundyr med unger i 2014 og 2015 øst for Glomma. Vest for Glomma er det enkeltobservasjoner av handyr, og mellom kysten og E6 er det ikke meldt om observasjoner av villsvin.

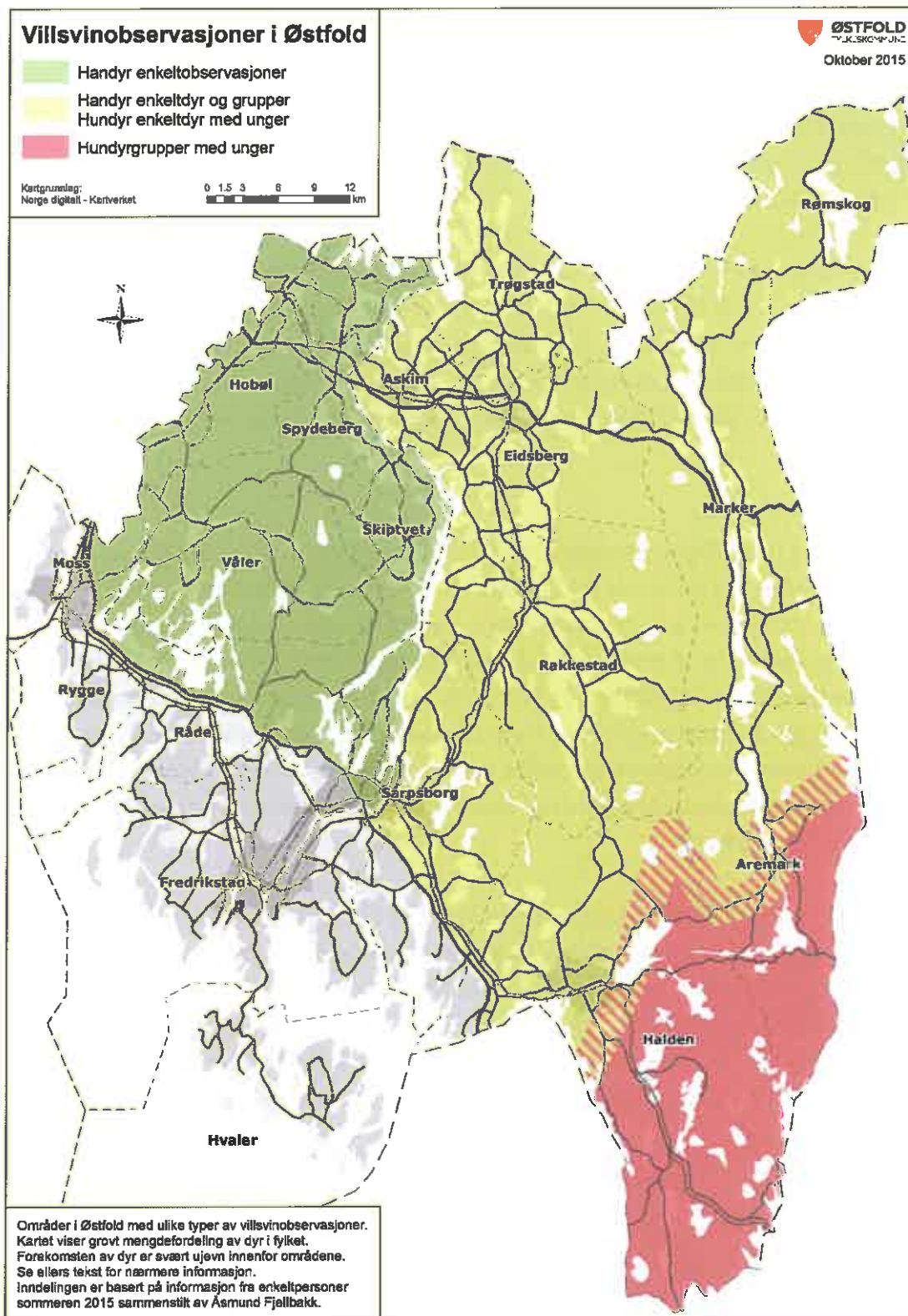
Samlet sett ser bestandsveksten ut til å gå saktere i Østfold enn det som er beskrevet fra flere områder i Sverige de siste ti årene.

Utbredelse

Hundryflokkene er den stabile og stedstilknyttede delen av bestanden. Arealet med forekomst av hundryflokker oppgis til å bre seg utover med 4-5 km pr år i Sverige. Ut fra foreliggende opplysninger har spredningen i Østfold gått betydelig langsommere og fra 2005 til nå har spredningen ligget på 1-2 km pr år, og skjer heller ikke jevnt over år. Forekomst av hundryflokker i Østfold har også gått tilbake i noen områder de senere år, og dette har sannsynligvis sammenheng med at flokkene helst ikke oppholder seg i områder med stort jaktrykk.

Vannforekomster som Iddefjorden og innsjøer i Haldenvassdraget ser ut til å virke begrensende på spredningen av hundryflokker. Det kan også se ut til å være en tilsvarende effekt av jordbruksområder hvor skjulmulighetene er begrenset, forstyrrelsene flere og jaktrykket høyt.

Västra Götalands län har nå en bestand som øker og brer seg gradvis nordover og vestover. Det ble felte ca 5000 dyr sist år. Värmlands län har også en økende forekomst som etter hvert brer seg vestover. Etter hvert vil bestanden sannsynligvis være mer sammenhengende langs riksgrensen og i østre deler av fylket, samtidig er det områder lenger vest i Østfold som vil være uegnet for villsvin på grunn av stort skadepotensiale i jordbruket og små skogarealer. Vi kan derfor forvente en enda tydeligere øst-vest gradient i forekomsten av villsvin enn det vi ser nå. Fordelingen av dyrka mark og skog vil i de enkelte områder være av stor betydning for forekomst av villsvin når en ser fylket under ett.



Kart 1. Utbredelse av villsvin i Østfold 2015.

Villsvin og samfunn

Jakt

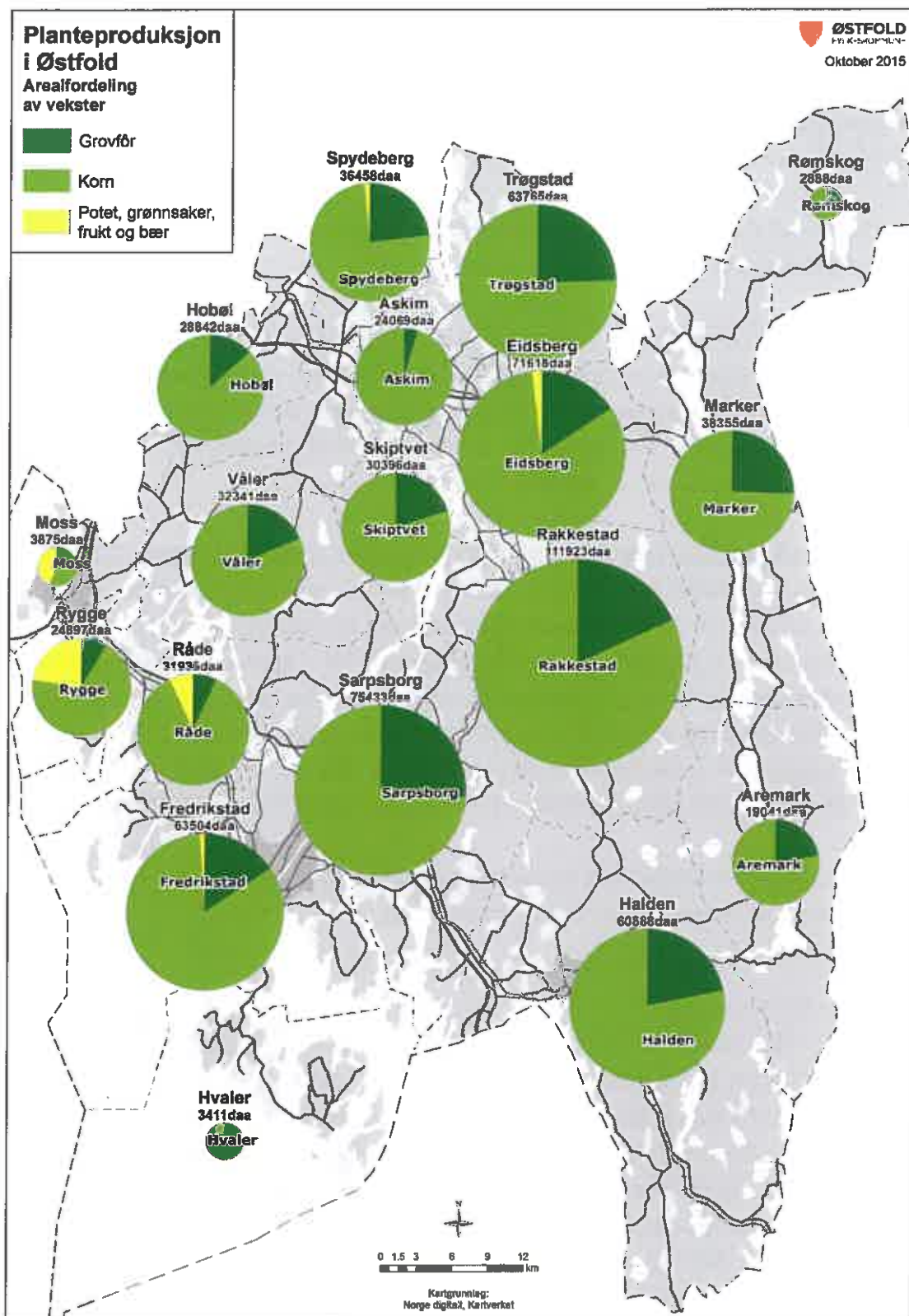
De fleste jegere ser positivt på villsvinets potensiale som jaktobjekt med mange varierte jaktmåter og mange skuddsjanser. Villsvinets tilbøyelighet til å oppsøke næringsrik mat gjør at en del ser muligheter i å holde en relativt stor bestand som kan gi høy avkastning.

Det har så langt vært begrenset lokal næringsutvikling ut fra villsvinstammen. Det er stor etterspørsel etter tilgang til villsvinjakt innenfor Norges grenser og det er stor etterspørsel etter norsk villsvinkjøtt. Jaktmulighetene har til nå blitt utnyttet som tillegg til den jakt lokale jegere driver fra før. Rapportering av felte villsvin er tatt inn fra og med jaktåret 2014/2015 i den generelle årlige rapport hver jeger skal fylle ut.

Skader på innmark

I Østfold er det i dag flere områder hvor skadesituasjonen er uforutsigbar for den enkelte jordbruker og behovet for samarbeid er tydelig. Villsvinets levevis kan føre til forholdsvis store skader på jordbruksmark. Av jordbruksvekster foretrekker villsvinet mais, erter, poteter og andre grønnsaker, samt modnende kornåkrer. Fristende føde er også insekter, mark og røtter. Derfor er skader etter graving i eng ikke uvanlig. Graving i eng gir stor sannsynlighet for å få med jord med i graset som høstes. Jordsmitte i fôret kan medføre at melka som produseres må kasseres, samt at det øker risiko for fosterdød. Hauger med jord i enga kan dessuten påføre skader på maskiner og høsteststyr.

Omfanget av avlingsskader varierer ofte i forhold til type vekst, avstand til skjulesteder og størrelsen på jordet. Villsvinene vurderer nøye forholdet mellom behov og ønske om mat, og risikoen de tar for å komme til maten. Ligger jordet skjermet til med kort avstand til skog kan villsvin gjøre stor skade dersom de får anledning. Som det framgår av kartet på neste side dyrkes ulike vekster i ulik grad i forskjellige deler av fylket og skaderisikoen må derfor vurderes lokalt.



Kart 2: Arealfordelingen av planteproduksjon i Østfold, fordelt på kommune.

Et grunnleggende prinsipp i forvaltning av vilt er at det ikke utbetales erstatning for den skade som gjøres, dette gjelder også villsvin. Skadenivået skal reguleres ved regulering av bestandene, både den totale mengden villsvin som felles, men ikke minst hvor og når de felles. Kommunale viltfondsmidler kan brukes til skadeavvergende tiltak, men en forutsetning må være at slike tilskudd knyttes til et etablert lokalt samarbeid om forvaltningen.

Kostnadene ved skader varierer sterkt med hva som dyrkes og skadeomfanget varierer sterkt med skadeavvergende tiltak.

I Sverige er villsvin den viltart som for tiden gjør mest skade i landbruket, fremst på vårhvete, erter, mais, poteter og eng (SCB 2014). Et av de mest skadeutsatte fylkene, Södermanlands län, beregnet i 2009 skadeomfanget på dyrket areal som følge av villsvin til å være fra 18 til 180 kr per da (Jordbruksverket, Rapport 2010:26). Villsvinbestanden var da ca. et dyr per 1000 dekar.

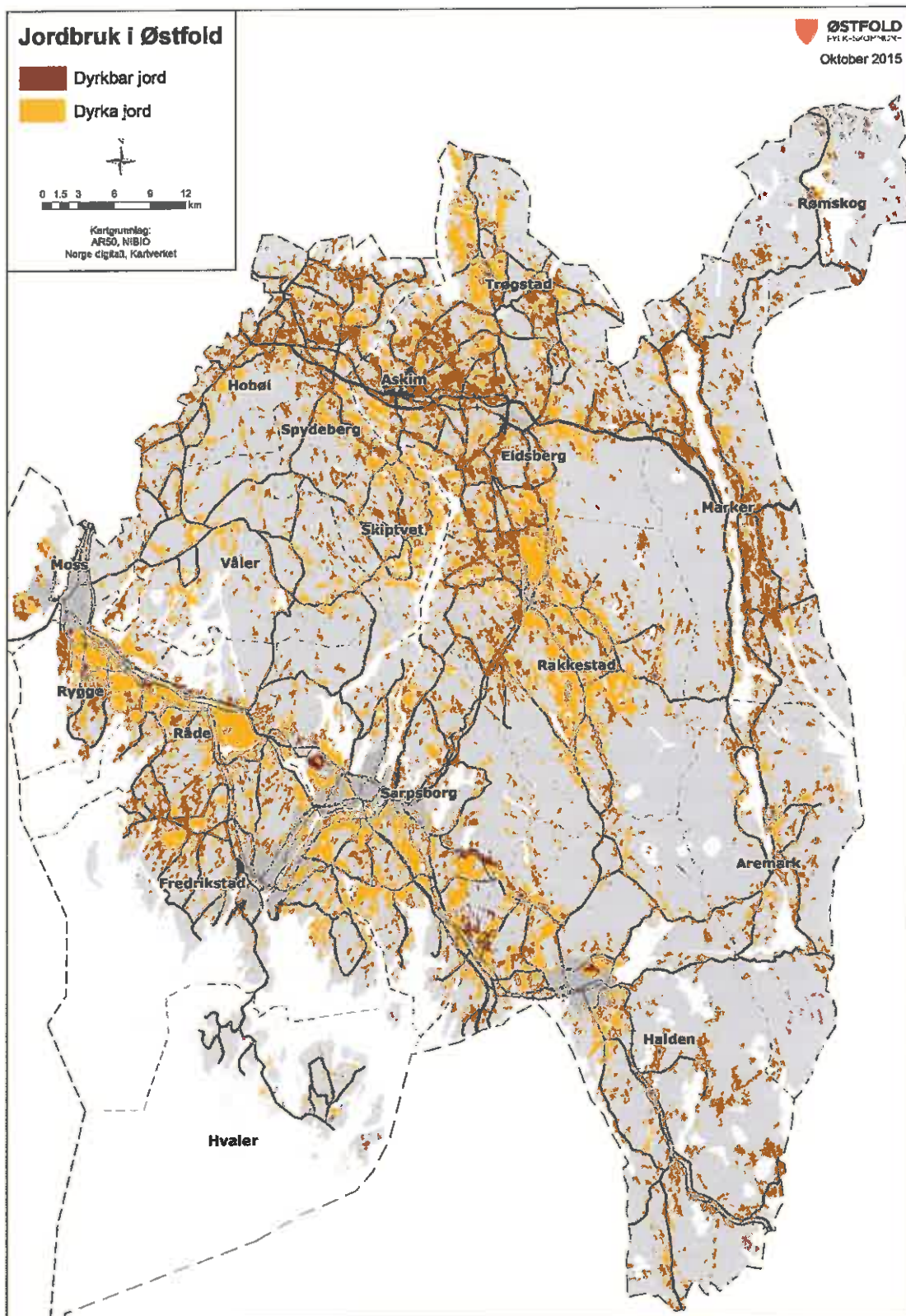
I en spørreundersøkelse blant grunneiere i Aremark i 2010 (Haaverstad 2011) ble det rapportert om lite skader på innmark. De intervjuede drev i all hovedsak med kornproduksjon. Av de 33 intervjuede grunneierne, hadde sju opplevd skader på innmark. Dette var i hovedsak skader der gravinger fra villsvin gjorde innhøsting vanskelig eller umulig. Samtidig hadde 25 av grunneierne registrert at villsvin hadde spist korn i åkrene, men skadene i form av nedtråkking og konsumert korn var små. Lokalt ble bestanden i området vurdert til omtrent 100 dyr. Fordelt på undersøkelsesområdet på ca 60 000 dekar tilsvarer det 1-2 dyr pr 1000 dekar.

I etablerte lokale samarbeid om forvaltningen må skader i jordbruket kartlegges og registreres som et underlag for videre forvaltning.

Utsiktet fôrtilgang

I jordbruksproduksjonen oppstår ulike avfallsprodukter som kan ha stor næringsverdi for villsvin. Avfall fra landbruket er næringsavfall, og dette omfattes ikke av lovpålagt kommunal avfallsordning. Slikt avfall skal bringes til lovlig avfallsmottak. Fôrrester skal leveres til lovlig avfallsanlegg, eventuelt komposteres på gården. Her gjelder avfallsforskriften, og forurensingsloven. Dersom næringsavfall skal brukes til jordforbedring eller gjødsling, gjelder forskrift om gjødselvarer mv. av organisk opphav. Her stilles det krav til lagring og bruk. Næringsinnholdet skal være kjent, og bruken skal inngå i en gjødslingsplan etter forskrift om gjødslingsplanlegging.

På samme måte vil hageavfall som frukt, komposthauger, søl fra fuglefôring og fôring av hobbyhusdyr kunne trekke villsvin til privathager og tettbygd strøk.



Kart 3: Jordbruk i Østfold. Fordeling av dyrket og dyrkbar mark.

Skader på skog

I våre naboland oppfattes ikke villsvin som skadegjørere i skog i nevneverdig omfang. Når villsvinet graver i jorda kan trerøtter eksponeres for råtesopper. Samtidig kan villsvinets graving ha en positiv effekt ved at mineraljorda blir blottlagt slik at nye planter lettere kan etablere seg. I juletre- og pyntegrøntproduksjon kan det bli skader av større omfang ved bruk av edelgranarter.

Ved registreringer i Aremark (Haaverstad 2011) ble det notert skader på større røtter i 26 av 562 lokaliteter hvor villsvin hadde gravd. Samtlige skader ble vurdert som små, og besto av avrevet bark. 70 % av skadene ble registrert i skogtyper uten feltsjikt. Om lag 90 % av skadene ble registrert i granskog eller barblandingskog.

Undersøkelser viser at villsvin har en del positive effekter på bl.a. rødlistearter og spiring av trær i skog. Mange mener disse egenskapene ved villsvinet har høy verdi fordi det gir økt naturmangfold.

Mulige effekter på husdyrproduksjon

Sykdommer og smitte

Villsvin kan føre med seg både trikiner, virus og patogene bakterier. Disse kan forårsake sykdommer hos både husdyr og mennesker. Veterinærinstituttet har på bakgrunn av dette etablert et overvåkningsprogram for å følge helsestatus hos villsvin i Norge. Et tilsvarende program pågår i Sverige ved Svenska Veterinärmedicinska Anstalten. Resultatet i Norge blir brukt som et verktøy til å fastsette risiko for utbrudd hos husdyr. I 2013 ble det kun tatt prøver fra 9 villsvin. Totalt sett har det blitt tatt prøver av 12 villsvin i perioden 2011 til 2013. Det er felt mange flere dyr enn dette i denne perioden og det er åpenbart behov for bedre oppfølging av overvåkningsprogrammet fra jegere og lokal viltforvaltning

Ingen av de 12 prøvene har testet positivt for sykdommer. Veterinærinstituttet mottar ikke prøver fra alle villsvin som blir skutt. Med bakgrunn i de få prøvene som er tatt, er helsetilstanden hos villsvin i Norge god. Veterinærinstituttet peker likevel på at situasjonen kan endres raskt. Det er avgjørende for en god overvåkning at jegerne sender inn prøver til Veterinærinstituttet. Undersøkelsen er gratis og innsendingsmateriell er tilgjengelig på alle landbrukskontorer og hos Mattilsynet lokalt.

I Sverige har villsvin blitt testet for trikiner siden 2003. Forekomsten av trikiner er lav også i Sverige. I 2009 ble det testet 48 000 villsvin, men det ble kun gjort ett funn av trikiner. Frem til og med 2014 er det funnet trikiner i prøver av 11 villsvin og 5 bjørner

i Sverige. I begge land er trikiner ganske vanlig hos flere andre viltarter og mest hos rødrev. Det er derfor viktig at f. eks. reveskrotter etter jakt ikke dumpes i skogen.

Afrikansk svinepest ble påvist i Russland i 2013 og senere i Estland, Litauen og Polen. I Finland legges det opp til økt avskyting i områdene mot Estland for å demme opp for smittespredning. Afrikansk svinepest gir høy dødelighet hos gris og villsvin, men er ikke farlig for mennesker. Ved utbrudd vil det bli satt i verk omfattende bekjempingstiltak. Veterinærinstituttet påpeker at en økt forekomst av villsvin i Norge øker risikoen for et utbrudd av svinepest i Norge, og har utarbeidet klare råd for folk som reiser til områder med smitte. Sverige har etablert overvåkingsprogram for virusjukdommer hos villsvin fra 2013. I 2014 ble det analysert prøver fra 403 villsvin og alle var negative.

Smittespredning mellom villsvin og tamsvin er godt dokumentert i områder hvor tamsvin i stor grad holdes på friland. I våre områder skjer nesten all produksjon av svin i hus og smitterisikoen er derfor begrenset.

Skadeforebygging

For å begrense villsvinskadene er det viktig med samarbeid mellom alle berørte parter for å sikre god informasjon og dialog. Jordbruket kan bidra med å identifisere problemområder og påvise hvor det dyrkes vekster man vet er ekstra utsatt for villsvinskader. Felling av skadedyr og jaktuttak kan planlegges, både kjønn, alder, og hvor det skal jaktes. Dialogen vil bidra til at villsvinstammen kan holdes på et nivå som ivaretar de ulike partenes interesser på en best mulig måte.

For å redusere skader er det viktig at gårdbrukeren oppdager og melder fra til jegerne om skade så tidlig som mulig. Dette åpner for at man kan iverksette retta jakt i skadeområdet så fort som mulig. I vekstsesongen må jaktpresset være i, eller i kanten av dyrka mark. Det vil bidra til at villsvin holder seg borte fra dyrka mark, og jakt inne i skogen bør selvfølgelig ikke forekomme i den samme perioden. For å øke jakteffektiviteten bør det gjennomføres tiltak i/ved dyrka mark, som for eksempel etablering av skyteåpninger og jaktposter.

Det er også mulig å gjerde inn utsatte kulturer. Forvaltningsstrategier i Sverige omtaler elektriske gjerder med tråder på 15, 30 og 45 centimeters høyde. Dette er relativt sett kostbare tiltak som bonden oftest selv må bekoste. Andre forebyggende tiltak kan være å dyrke mindre attraktive vekster, men dette vil som regel bety en lavere lønnsomhet.

Riktig bruk av fôring eller viltåker kan også styre villsvin bort fra verdifulle grøder. Fôring bør først og fremst benyttes vår og sommer da skaderisikoen er størst, men kan også benyttes med hell på andre tider av året.

Kantsoner, isådd med spesielle gressblandinger, kan bidra til at villsvina blir i kantsonen, uten å ødelegge åkeren. Slike soner kan også fungere som skytegater, dersom det blir aktuelt å skyte skadegjørere.

Trafikk

Påkjørsler av villsvin kan føre til store materielle skader på kjøretøy, men fører gjerne til mindre personskader enn elgpåkjørsler. I Sverige har antall påkjørsler økt i takt med veksten i villsvinbestanden, og vi ser samme tendens i Østfold ut fra de få påkjørslene som er registrert. Hensyn til trafikk er viktig ved plassering av fôringssteder/åteplasser.

Fallvilt av villsvin skal registreres i Hjorteviltregisterets fallviltbase av kommunene. Innlagte rapporter er tilgjengelig på <http://www.hjorteviltregisteret.no/FallviltInnsyn#>

Mål og strategier for villsvinforvaltning i Østfold

Mål

- Etablere lokalt samarbeid.
- Styre bestanden mot lokale bestandsmål.
- Begrense skader på jordbruksmark gjennom lokale tiltak.
- Begrense villsvinsrelaterte trafikkulykker.
- Øke kunnskapsnivået blant alle berørte.
- Fremme etisk riktige jaktformer og hundebruk.
- Øke kompetansen i jakt og ettersøk.

Strategier

- Rettighetshaverne starter lokalt samarbeid i alle områder med villsvin regulært tilstede, for å danne forvaltningsområder.
- Fôring skal ikke brukes for å øke villsvinstammens størrelse utover lokale naturlige forutsetninger.
- Fôring eller åte skal kun brukes for å redusere skader og øke fellingsmulighetene.
- Lokale forvaltningsområder bestemmer hvordan målene skal nås og hvem som har ansvaret for de enkelte tiltak.

- Forvaltningsområdene etablerer pålitelig fellings- og skaderapportering.
- Aktørene etablerer en arbeidsform for løpende samarbeid mellom alle berørte.
- Viltmyndighetene bidrar aktivt med kunnskap og støtter kompetanseoppbygging.
- Grunneiernes og jegernes organisasjoner arbeider aktivt for økt kompetanse i sine miljøer.

Tiltak

- Kommuner med fast forekomst av villsvin tar initiativ til oppstartmøter med rettighetshaverne og lokale organisasjoner med formål å etablere fast samarbeid om forvaltningen.
- Kommuner med streifdyr av villsvin tar initiativ til fagmøter for rettighetshaverne og lokale organisasjoner med formål å øke kunnskap om villsvin og villsvinforvaltning.
- Offentlig viltforvaltning tar initiativ og støtter arbeid med etablering av ettersøkskvipasjer.
- Jegere bidrar med bedre rapportering av felte dyr og innlevering av prøver for analyse.

Nærmere om viktige tiltak

Samarbeid i forvaltningsområder

En klar forutsetning for å nå fylkets mål om forvaltning av villsvinbestanden er samarbeid mellom alle berørte parter. Rettighetshaverne er grunneierne og de må ta ansvaret for organiseringen i sine områder. Elgvaldene er offentlig godkjente enheter med en valdansvarlig som er grunneiernes representant overfor det offentlige etter hjorteviltforskriftens § 9. Samtidig er elgvaldene den mest arealdekkende organisering vi har av viltforvaltning i vårt fylke, og vil derfor være naturlige utgangspunkt for samarbeidsdiskusjoner om villsvinforvaltning. Elgvaldene drives ofte av interesserte grunneiere og jegere og har kontakt til grunneierne og de fleste andre storviltjegere i området. De har nært samarbeid med kommunene om forvaltning av først og fremst elg, men har noen steder også inkludert gaupe, hjort og rådyr. Disse valdene er også arealmessig store enheter som ofte også omfatter innmark. Elgvaldene har derfor gode forutsetninger for å håndtere et samarbeid om villsvinforvaltning.

I samarbeidet er det viktig å diskutere forebyggende tiltak mot skader og å gjøre en geografisk inndeling av hensiktsmessige samarbeidsområder. Det er helt avgjørende at grunneiere, jegere og jordbrukere i samarbeid setter mål for villsvinforvaltningen i sitt område. Praktiske eksempler på slikt samarbeid finner i heftet:

«Vildsvinsförvaltning i samverkan».

Sammen må det legges en plan for å nå de mål man setter seg. Planen må klargjøre ansvar og oppgaver for grunneier, jordleier og jegere. I samarbeidet må jordbrukere bidra med kunnskap om problemområder og hvor skadeutsatte produksjoner finnes eller skal etableres. Jegerne må påta seg å jakte villsvin i skadeutsatte grøder på riktig tid og påta seg å felle rett dyr.

Uten samarbeid risikerer en at de ulike gruppene prioriterer sine egne interesser, at bestands- og skade-situasjonen blir uforutsigbar for alle. Når det oppstår problemer vil det uansett bli grunneiere og jaktrettshavere som må få til samarbeid i området.

Samarbeid må oppmuntres

Av flere grunner kan det være vanskelig å få til et slikt samarbeid til å fungere og det er viktig å fortsette selv om det ikke fungerer særlig bra i begynnelsen. I noen områder vil det være interessekonflikter mellom jegere og jordbrukere som kan være arbeidskrevende å finne løsninger på. Jegere vil stort sett, og spesielt de som betaler mye for jaktleie, ha god tilgang på vilt. Mens mange som driver jordbruk helst ikke vil ha villsvin tilstede. Dessuten kan jegere ha litt ulike ønsker om bestandsstørrelse og konkurrere med hverandre om jaktutbytte.

Mange jegere er ikke interessert i villsvinjakt fordi den er tidkrevende og forutsetter stort engasjement og investeringer i åteplasser, spesielt trente ettersøkshunder m.m. Grunneier og jordleier kan også ha ulik oppfatning om hva som kan tolereres av skader, og hvem som skal bære ansvaret for skadeforebyggende tiltak.

Jakttiden for villsvin er lang og behovet for å felle dyr kan være stort. Tradisjonelt er jakt en sesongaktivitet og det vil være en utfordring for jegere å delta gjennom hele året. Det er viktig at det avtales hvem som skal ha ansvaret for fellinger f. eks i ferietiden.

Det er også viktig å avtale hvilken jaktformer som skal benyttes. Drivjakter og hundejakter har betydelig forstyrrende effekt, og etter slike jakter er det viktig at området/dyrene får være helt i fred i lengre perioder for å unngå at de flytter. Mer enn to til tre slike jakter i løpet av en vinter kan gi slik effekt. Dette kan medføre problemer for annen jaktaktivitet og den enkeltes bruk av eget jaktområde, behov for felling av skadedyr osv.

Det er viktig at involverte organisasjoner og aktuelle myndigheter er forberedt på å ta tak i og støtte alle ambisjoner om å samarbeide. Når spørsmål om hva som kan gjøres oppstår i nye områder må myndigheter og organisasjoner bidra med kunnskaper og råd om hvordan en fungerende lokalforvaltning kan bygges opp.

Forvaltningsområder

Forvaltningsområder kan være formelt dannet og juridisk bindende på linje med et elgvald; eller være basert på enighet om et felles forvaltningsopplegg innenfor et bestemt område. Uansett form som velges er den gjensidige informasjon mellom alle aktører innenfor området viktig.

I større områder øker også antall deltakere og mulighetene for at alle får gjennomslag for egne interesser minker. Det er derfor ikke sikkert at store elgforvaltningsområder er den best egnede enheten for å drive villsvinforvaltning, men de er i alle fall et bra sted å ta opp temaet samtidig som de er delt i vald og jaktfelt som er egnet for den konkrete forvaltningen. Tradisjonelt er disse forvaltningsenhetene engasjert i forvaltningen av hjortevilt. Det er derfor avgjørende viktig at også jordbruksinteressene i områdene deltar aktivt.

Jakt er et viktig virkemiddel til å styre villsvinas områdebruk. Har man en villsvinbestand er det viktig å opprettholde et høyt jakttrykk i områder med dyrka mark gjennom hele vekstsesongen samtidig skal det være stille i skogsområder vekk fra dyrka mark. I tillegg må det drives nattlig skremming av dyr der det ikke går å skyte. Fredning av hundyr, men ikke unger, gjelder også ved slik jakt. Best effekt oppnås ved å felle ungdyr raskest mulig ved observasjon på dyrka mark. Ledersugga tar da med seg flokken og holder seg borte i 2-3 uker.

Jaktretthavere i områder med villsvin må ha opplegg for å drive jakt på skadedyr i hele vekstsesongen. I praksis trengs et avtalt samarbeid mellom jegere i området, etablering av skadejaktgrupper med oppgave å rykke ut etter varsling fra jordbruksprodusentene.

Felling av skadedyr i vekstsesongen sammenfaller delvis med ferietiden. Jegere må delta i skadefelling og skadeavverging eller ha avtale med andre som stiller opp. Det bør vurderes egne vaktordninger slik at jegere er tilstede gjennom sommeren. Dette kan med fordel være avklart i selve jaktleieavtalen med grunneier.

Forholdet mellom villsvinjakt og annen jakt bør avklares. Villsvin flytter lett ut av områder med mye jakt selv om jakten er rettet mot andre arter, særlig hvis det brukes hunder som oppsøker villsvin. Dette er en metode som kan brukes for å få villsvin vekk fra skadeutsatte områder.

Samarbeid om ettersøk

Ettersøk på skadeskutte eller påkjørte villsvin krever en egen kompetanse hos hund og fører. Slik kompetanse er krevende å etablere og vedlikeholde, særlig i en situasjon hvor det er lite villsvin i mange områder. Det vil normalt ikke være behov for mange slike ekvipasjer i Østfold for å dekke behov i forbindelse med skadeskyting og påkjørsler. Det er viktig at det etableres kontaktnett for tilgang til ettersøksekvipasjer for kommuner og jegere.

Forebyggende tiltak mot påkjørsler

Oppsetting av viltgjerde tilpasset for villsvin og faunapassasjer kan forhindre trafikkulykker.

Trafikkinformasjon kombinert med tilpasset hastighet kan være viktig på utsatte stekninger. Plassering av fôringsplasser og åter skal gjøres slik at de har en skadeavvergende funksjon.

Viltulykker skal alltid rapporteres til politiet ved å ringe 02800 jf vegtrafikkloven §12. Villsvin som er skadet etter jakt eller trafikkulykke kan være farlige og må ikke oppsøkes av ukyndige. Avliving og ettersøk skal gjøres av kyndig person. Politiet har kontaktinformasjon til ettersøkspersonell.

Fôring og åte

Fôring av villsvin har to viktige hensikter. Dels kan dyra styres vekk fra skadeutsatte områder ved fôring langt inne i skog på rolige steder. Dels økes antall skuddsjanser så mye ved jakt på åte at det er en viktig faktor for å kunne styre bestanden.

Feil fôr og for mye fôr kan gi tettere stammer enn det som er naturlig for området, endring av vandringsmønster og hundyr som bedekkes for tidlig eller på feil årstid. Slik fôring vil gi økt skaderisiko på egen og andres eiendom. Se også kapitlet om «utilsikta fôring» side 11.

Stedsvalg og fôrmengde er viktig. Fôringsplassen skal ikke ligge nær større veier eller være slik at de lokker til seg vilt fra annens jaktmark med mindre det er et felles opplegg mellom eiendommene. Vær oppmerksom på at villsvin kan gå flere kilometer for å besøke attraktive fôringsplasser. Fôring skal heller ikke skje i eller nær boligområder og tettbygd strøk.

Hver utlegging skal heller ikke være større enn 1- 2 kilo slik at det blir spist opp i løpet av et døgn. Fôrsprede og tønner med hull er derfor å foretrekke for å få spredd fôret og det blir samtidig mindre svinn til fugler o.a. Fôret skal fordeles over et stort areal på åteplassen for at villsvinene skal spre seg ut og bruke lenger tid på å lete fram maten. Det gir bedre skuddsjanser. Åteplasser som er i drift året rundt bør ikke ligge tettere enn en pr 500 dekar.

Fôrmengden økes noe på fôrplasser i skogsområder i perioder med høy skaderisiko i jordbruket, som ved såtid og når kornet når melkestadiet.

Registrering

For å ha et minimum av oversikt over stammens størrelse og fordeling må det gjøres registreringer. Den beste metoden er telling på alle fôr og åteplasser i løpet av vårvinteren – og da gjerne unngå jakt en tid før den perioden for at dyra skal gå lettere fram. Beste tiden er i februar og mars. Hvit eller lys bakgrunn kan være nødvendig. En slik telling bør samordnes på mange plasser samtidig slik at dobbeltelling av flokker som går til flere plasser unngås. Viltkamera kan være et viktig hjelpemiddel. Villsvinn kommer med i jaktstatistikken fra jaktåret 2014/2015. Denne registreringen vil etter hvert kunne gi kommunevise fellingstall.

Dett enkelte forvaltningsområde vil likevel ha behov for mer detaljert informasjon om fellingene i sitt område.

Jakt

Ved jakt på villsvinn, som ved all annen jakt, må etikk og sikkerhet settes først. De samme etiske reglene gjelder ved jakt på villsvinn som ved jakt på hjortevilt. Dette innebærer for eksempel at skudd løsnes bare når skytteren er sikker på et direkte dødelig treff, og å bruke hunder som ikke forårsaker unødig lidelse for viltet. Det innebærer også at jakten gjennomføres etter de retningslinjene som er vedtatt i viltforvaltningssamarbeidet.

Jakt er det viktigste virkemiddel vi har for å styre villsvinnbestanden. Jakttiden er hele året.

Et hundyr med smågriser er alltid fredet, mens ungene er jaktbare. Det er utfordrende for jegeren at hundyr kan være ute å beite alene mens ungene ligger i redet eller passes av andre hundyr i flokken. Derfor skal det unngås å felle hundyr med utdratte og tydelige spener. Dersom det skal felles voksne hundyr gjøres dette best i perioden november til februar for å unngå at de har små unger.

Jeger har plikt til å gjennomføre en kvalifisert skuddplassundersøkelse når dyr er påskutt og å ettersøke skadet vilt. Skuddplassundersøkelser når påskutt dyr har forsvunnet skiller seg på flere måter fra tilsvarende på hjortevilt, og jegere må sette seg inn i disse forskjellene. Gjennomføring av ettersøk av skadet villsvinn kan være en utfordring som krever innhenting av trenet hund og hundefører. Kunnskapsnivået om dette må bli bedre.

Håndtering av kjøtt

Når det gjelder fare for smitte fra villsvin til mennesker, er det særlig viktig å sørge for at kjøtt fra villsvin blir kontrollert for trikiner. Villsvinkjøtt for salg skal alltid gjennomgå full kjøttkontroll på viltbehandlingssted før det omsettes. Mattilsynet oppfordrer jegere til å få undersøkt alle villsvin, også de som skal konsumeres privat. Prøvetakingspakker for trikinprøver og blodprøver er tilgjengelig på kommunale landbrukskontor og Mattilsynets kontorer. (www.mattilsynet.no)

Litteratur

Vildsvinsförvaltning i Samverkan 2009; Hefte 52 s., Lantbrukarnas Riksförbund, Svenska Jägareförbundet, Svenska Kennelklubben, Sveriges Jordägareförbund och Sveriges Yrkesjägareförening desember 2009

Vildsvinsförvaltning i Samverkan, sätrykk 2013; Hefte 11 s., Lantbrukarnas Riksförbund, Svenska Jägareförbundet, Svenska Kennelklubben, Sveriges Jordägareförbund och Sveriges Yrkesjägareförening 2013.

Jordbruksverket, 2010; Vildsvin Hur stora kostnader orsakar vildsvin inom jordbruket? Rapport 2010:26

K Haaverstad, O. 2011; Villsvinets (*sus scrofa*) kolonisering av nye leveområder i sørøst-Norge: habitat, føde, skadeomfang og bestandstatus. M.Sc thesis, NMBU 2011

Statens veterinärmedicinska anstalt, 2014; Sjukdomsövervakning av vilda djur i Sverige 2014. SVA:s rapportserie 31 ISSN 1654-7098.

Statistiska Centralbyrån, 2015; Viltskador i lantbruksgrödor 2014. Serie JO – Jordbruk, skogbruk och fiske, 8, juli 2015. ISSN 1654-4137

Jägerförbundet 2014; Återrapportering Allmänna uppdraget 2014.

Lemel, J. & Truvé, J. (2008); *Vildsvin, jakt och förvaltning - Kunskapssammanställning för LRF*. Svensk Naturförvaltning Rapport 2008:04. Svensk Naturförvaltning

Mer informasjon finnes her:

Länsstyrelsen i Västra Götalands län

<http://www.lansstyrelsen.se/vastragotaland/Sv/Pages/default.aspx>

Naturvårdsverket www.naturardsverket.se

Jordbruksverket www.sjv.se

Livsmedelsverket www.slv.se

Statens Veterinärmedicinska Anstalt www.sva.se

Viltskadecenter www.viltskadecenter.se

Avskjutningsstatistik www.viltdata.se

Svenska Jägareförbundet www.jagareforbundet.se

LRF www.lrf.se

VEDLEGG 1 Regelverk om villsvin

Bestemmelser om jakt og uttak

Forskrift om jakt- og fangsttider, for jaktseongene fra og med 1. april 2012 til og med 31. mars 2017

§ 2. Jakttider

Villsvin har jakttid i hele landet hele året med unntak for sugge med unger, men ungene er jaktbare hele året.

§ 3. Definisjoner

Med **storvilt** menes i denne forskrift følgende viltarter: elg, hjort, dåhjort, villrein, rådyr, **villsvin**, muflon, moskusfe, bjørn, ulv, jerv og gaupe.

Forskrift om utøvelse av jakt, felling og fangst

§ 5. Generell aldersgrense for jakt, felling og fangst

Den som utøver jakt på småvilt må være fylt 16 år, og den som utøver jakt på eller felling av **storvilt** må være fylt **18 år**. Fangst kan utøves av personer som har fylt 16 år. For fangst av gaupe og jerv er aldersgrensen 18 år.

§ 16. Krav til rifleammunisjon

Under jakt på elg, hjort, dåhjort, villrein, **villsvin**, muflon, moskusfe eller felling av ulv og bjørn skal det brukes ammunisjon med ekspanderende prosjektil med minimumsvekt 9 gram og med følgende anslagsenergi:

- a) For ammunisjon med kulevekt mellom 9 gram (138,9 grain) og 10 gram (154 grain) skal anslagsenergien være minst 2700 joule (275 kJ) målt på 100 meters avstand, E100.
- b) For ammunisjon med kulevekt på 10 gram eller mer skal anslagsenergien være minst 2200 joule (225 kJ) målt på 100 meters avstand, E100.

§ 18. Obligatorisk skyteprøve

Ingen har adgang til å drive jakt og felling av **storvilt** med rifle uten at vedkommende har avlagt skyteprøve samme jaktår

§ 22. Løs på drevet halsende hund

Ikke tillatt brukt til villsvin.

§ 23. Krav om godkjent ettersøkshund

Ikke krav om godkjent ettersøkshund til villsvin.

§ 27. Ettersøksplikt, forfølgingsrett og avliving av såret storvilt

Den som under jakt eller forsøk på felling skadeskyter storvilt eller kongeørn, plikter å gjøre det en kan for å avlive dyret snarest mulig. Vedkommende plikter å forvise seg om påskutt dyr er truffet eller ikke. Jegeren og jaktlaget som har skadeskutt storvilt, skal ikke oppta jakt eller påskyte nye dyr mens ettersøk pågår. Innen valdets grenser skal ettersøk om nødvendig pågå ut dagen etter skadeskytingen. På annet vald opphører retten til ettersøk og felling ved utgangen av den dag skadeskutt storvilt kom inn på valdet, jf. lov av 29. mai 1981 nr. 38 om viltet § 34.

Den som under jakt eller felling skadeskyter gaupe, jerv, bjørn, ulv eller kongeørn skal uten opphold underrette fylkesmannen og nærmeste politimyndighet.

Fylkesmannen avgjør videre gjennomføring og avslutning av ettersøk. De som har deltatt i forsøket på felling eller jakt skal uten godtgjørelse bistå forvaltningsmyndighet eller politimyndighet i det videre ettersøk.

Dersom pliktig ettersøk første dag er uten resultat, skal jeger eller jaktlag uten opphold underrette jaktrettshaver og kommunen eller nærmeste politimyndighet om de faktiske forhold. Jeger og jaktlag som har deltatt ved skadeskytingen av viltet, skal uten godtgjørelse bistå viltmyndighet eller politi i det videre ettersøk.

§§ 27. og 28. Om avliving av storvilt
Gjelder også villsvin som er storvilt.

§ 30. Fangst
Villsvin er ikke nevnt blant arter det er tillatt å fange.

Viltloven

§ 20. (bruk av våpen under jakt)
Det er ikke nevnt villsvin når det gjelder arter hvor det er tillat å bruke kunstig lys under ettersøk.

§ 37. Om sammenslåing til felles viltområde
Paragrafen er hjemmel for en egen forskrift for hvordan eiendommer kan tvinges til å samarbeide i et felles jaktområde.
Det samme kan gjøres ved dom i jordskifteretten i medhold av Jordskiftelovens bestemmelser om bruksordning.

Disse regelverk kan benyttes der enkelte eiendommer motsetter seg å delta i felles løsninger slik at det blir umulig å styre en villsvinbestand.

§ 46. Om jaging og lokking av vilt
Vilt må ikke jages eller lokkes bort fra andres jaktområde. Fôring av vilt kan allikevel skje som ledd i et planmessig viltstell. Grunneier eller bruker kan skremme eller jage bort vilt når dette må anses nødvendig for å avverge skade eller ulempe.

Vegtrafikkoven

§ 12. Plikter ved trafikkuhell.

Enhver som med eller uten skyld er innblandet i trafikkuhell, skal straks stanse og hjelpe personer og dyr som er kommet til skade, og for øvrig delta i de tiltak som uhellet gir grunn til. Denne plikt har, om det er nødvendig, også andre som er i nærheten eller som kommer til stede.

Uttak utenom ordinær jakt

Kommunen ble i **Miljødirektoratets brev av 16.9.2013** delegert myndighet til å iverksette **uttak av villsvin etter naturmangfoldloven §18, 3. ledd** for å ivareta allmenne helse- og sikkerhetshensyn eller andre offentlige interesser av vesentlig betydning. (*"Bestemte individer av alle hjorteviltarter og villsvin når de oppholder seg på trafikkerte eller tettbygde områder og utgjør en fare for skade på person eller skaper trafikkfarlige situasjoner."*) Rimelige og relevante avbøtende tiltak skal gjennomføres før uttak iverksettes. Bestandsregulering skal skje gjennom ordinær jakt, mens uttak etter denne ordningen skal praktiseres restriktivt, og begrenses til de tilfeller der ekstraordinært uttak av bestemte individ er påkrevd.

Det framgår tydelig at dette ikke en hjemmel som kan brukes i bestandsregulerende hensikt.

Tilsvarende felling kan også iverksettes etter politilovens §7.