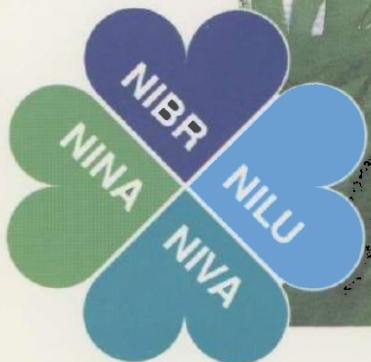


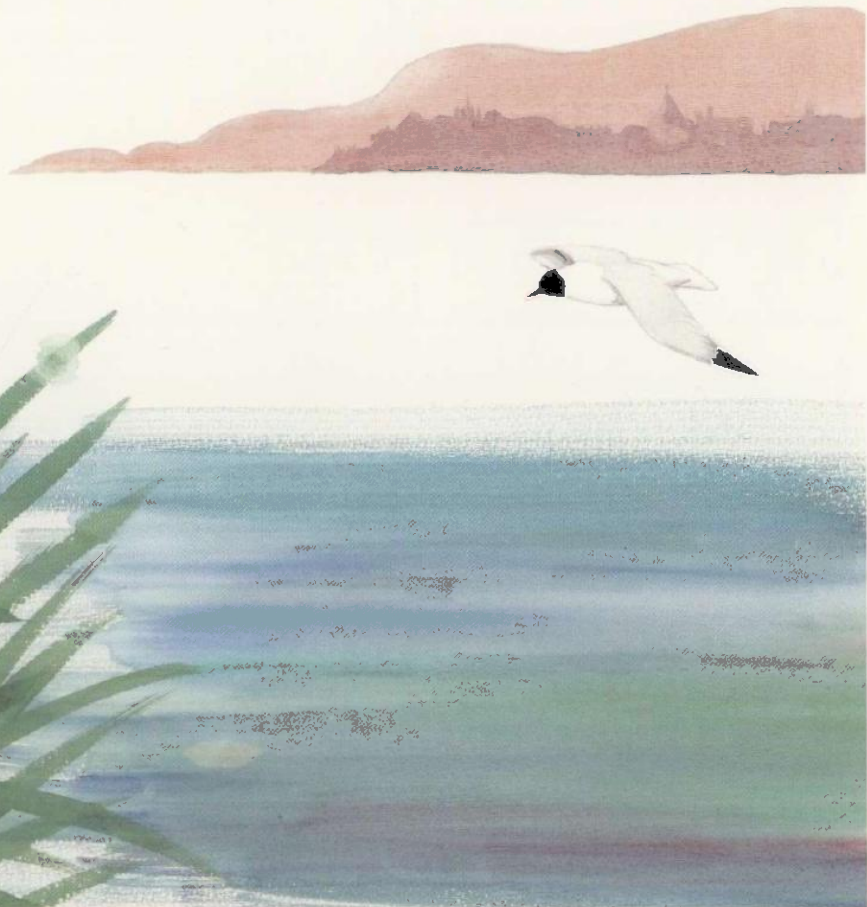
4mi RAPPORT



**Spesialavfallsanlegg,
Hjerkinn**

Konsekvensutredninger, Fase 1:

**Oppsummering av miljø og
naturressurser**



Spesialavfallsanlegg, Hjerkinn

Konsekvensutredninger, Fase 1:

**Oppsummering av miljø og
naturressurser**



Hovedansvarlig for denne rapporten: NINA

NINA-Oppdragsmelding 139




NINA

NORSK INSTITUTT FOR NATURFORSKNING
NORWEGIAN INSTITUTE FOR NATURE RESEARCH

ISSN: 0802-4103

ISBN: 82-426-0252-2

Tilgjengelighet: Åpen

Tittel Spesialavfallsanlegg, Hjerkin - Konsekvensutredninger, Fase 1: Oppsummering av miljø og naturressurser		Dato 22.03.91
Forfatter(e) Jørn Thomassen (red.)		Antall sider: VII+115
Prosjektnummer A-91030	Oppdragsgiver Norwegian Contractors	Ansvarlig sign.  Karl Baadsvik

Referat

På oppdrag fra Norwegian Contractors har 4ni-gruppen satt i gang luft- og klimamålinger og foretatt en oppsummering av eksisterende kunnskap innen miljø og naturressurser for nærområdene til det planlagte spesialavfallsanlegget på Hjerkin. Rapporten tar utgangspunkt i det prosjekterte anlegget og definerer et influensområde basert på meteorologiske data og spredningsberegninger. Følgende tema behandles: Luft og klima; Ferskvann; Plante- og dyreliv; Naturområder, natur- og kulturlandskap; Kulturminner; Landbruksfaglige ressurser og Grunnvann.

3 Stikkord

3 Keywords

Spesialavfall	Hazardous waste
Miljø- og naturressurser	Environment and natural resources
Dovrefjell	Dovre mountain

Thomassen, J. (Red.) 1991. Spesialavfalls-
anlegg, Hjerkin - Konsekvensutredninger.
Fase 1: Oppsummering av miljø og natur-
ressurser. - NINA Oppdragsmelding 139: 1-
115.

Copyright (C) NINA
Norsk institutt for naturforskning
Publikasjonen kan siteres fritt
med kildeangivelse.

Opplag: 150

Kontaktadresse:
NINA
Tungasletta 2
7005 Trondheim
Tlf.: (07) 58 05 00
Fax.: (07) 91 54 33
Telex: 65065 NINA N

INNHold	side
1. INNLEDNING	I
1.1 Bakgrunn	I
1.2 Konsekvensutredningens omfang	III
2. SAMMENDRAG	VI
3. LUFT OG KLIMA	1
3.1 Måleprogram for meteorologi og klima	1
3.2 Måleprogram for luftkvalitet	1
3.3 Måleprogram for nedbørkvalitet	2
3.4 Spredningsberegninger	3
3.5 Uhellsscenarier	3
3.6 Litteratur	4
4. VANN	5
4.1 Eksisterende kunnskap om fysisk/kjemisk vannkvalitet i Hjerkinområdet	5
4.2 Sedimenter	14
5. PLANTE- OG DYRELIV	16
5.1 Vegetasjon og jordsmonn	16
5.1.1 Trekk ved flora og vegetasjon på Dovrefjell	16
5.1.2 Miljøgifter	27
5.1.3 Epifyttisk lav	32
5.2 Fisk og næringsdyr – akvatiske invertebrater	40
5.2.1 Fisk	40
5.2.2 Næringsdyr – invertebrater i ferskvann	48
5.3 Terrestriske invertebrater	68
5.4 Fugl	76
5.4.1 Fugl biogeografi	76
5.4.2 Miljøgifter i fugl	84
5.5 Pattedyr	91
5.5.1 Naturgeografisk bakgrunn	91
5.5.2 Miljøforurensning	93
5.5.3 Litteratur	99

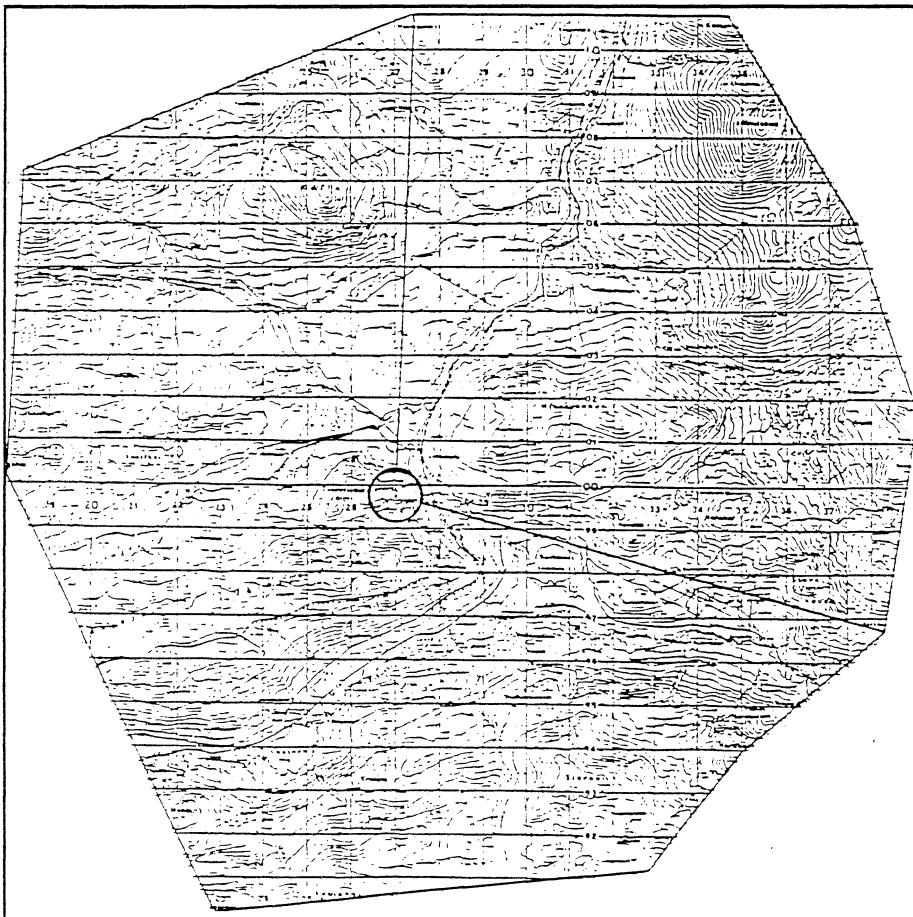
	side
6. NATUROMRÅDER, NATUR- OG KULTURLANDSKAP	102
6.1 Innledning og metode	102
6.2 Vernede områder	102
6.3 Naturlandskap	103
6.4 Kulturlandskap	106
6.5 Kwartærgeologisk verneverdige områder	106
6.6 Andre områder med geologisk verdi	107
6.7 Konklusjon	108
6.8 Litteratur	108
7. KULTURMINNER	110
7.1 Fornminner	110
7.2 Nyere tids kulturminner	110
8. LANDBRUKSFAGLIGE RESSURSER	111
9. VANNRESSURSER – GRUNNVANN	112
9.1 Grunnvann	112
9.1.1 Innledning	112
9.1.2 Generelle geologiske forhold	112
9.1.3 Utførte undersøkelser	113
9.1.4 Litteratur	115

1. INNLEDNING

1.1 BAKGRUNN

4ni-gruppen (Norsk institutt for luftforskning – NILU, Norsk institutt for by- og regionforskning – NIBR, Norsk institutt for naturforskning – NINA og Norsk institutt for vannforskning – NIVA) har på oppdrag fra Norwegian Contractors (NC) utarbeidet et program for konsekvensutredninger i forbindelse med planene om bygging av et spesialavfallsanlegg på Hjerkins. Utredningsprogrammet bestod opprinnelig av bidrag fra alle fire 4ni-instituttene og dekket fagområdene miljø, naturressurser og samfunn. I det reviderte programmet, som ligger til grunn for denne Fase 1 – rapporten, er NIBR's samfunnsdel ikke med, mens Universitetet i Trondheim, kjemisk- og botanisk institutt, og Oppland fylkeskommune har levert bidrag innen fagområdene vegetasjon og jordsmonn og kulturminner. Samfunnsanalysene utføres av andre.

Konsekvensutredningenes Fase 1 er en oppsummering av eksisterende kunnskap om miljø og naturressurser i nærområdet (Figur 1-1) til det planlagte spesialavfallsanlegget.



Figur 1-1. Definert nærrområde til spesialavfallsanlegget for konsekvensutredningens Fase 1.

Nærområdet er valgt ut fra kriterier fra flere fagområder, særlig klimatiske, meteorologiske og biologiske forhold. Programmet for konsekvensutredningene er lagt opp etter plan- og bygningslovens bestemmelser om konsekvensutredninger ved større tiltak og inneholder fagområdene luft og klima, vann, plante- og dyreliv, naturområder, natur- og kulturlandskap, kulturminner, landbruksfaglige ressurser og vannressurser. Det er ikke gjort forsøk på en enhetlig framstilling av de enkelte fagområdene og bidragene avspeiler derfor forfatterens vinkling av problemområdet.

Utbyggingsområdet på Hjerkind ligger i Dovre kommune i Oppland fylke. Nord for lokaliseringsstedet, men innen nærområdet til spesialavfallsanlegget, ligger Dovrefjell nasjonalpark, opprettet i 1974 for å ta vare på et særegent naturområde med et unikt plante og dyreliv. Nasjonalparken ligger på begge sider av E6/jernbane bundet sammen med tre landskapsvernområder (Hjerkind, Kongsvoll og Drivstua landskapsvernområder). Dovrefjell og tilgrensende fjellområder er svært mye benyttet til friluftsliv og rekreasjon sommer som vinter. Flere turistforenings hytter finnes i området bundet sammen med et nettverk av stier som gir fjellvandreren et utmerket tilbud. Det rike høyfjellslandskapet oppsøkes dessuten hvert år av et betydelig antall jegere og fiskere.

Den rike fjellfloraen på kalkrik grunn i Dovrefjell-området er spesiell i nasjonal sammenheng. Videre er Dovrefjell det eneste kjente fjellområdet med fast bestand av jerv, fjellrev og villrein. I europeisk sammenheng utgjør Dovrefjell og tilgrensende fjellområder et unikt alpint/subalpint referanseområde for ulike artssammensetninger og store rovdyr-byttedyr interaksjoner. Det har i en årrekke vært drevet ulike former for forskningsaktivitet i området, særlig innenfor botanikk og zoologi. Deler av dette forskningsarbeidet inngår i et nystartet program om "naturens tålegrenser" initiert av Direktoratet for naturforvaltning. Videre er området Dovrefjell-Rondane foreslått som et av referanseområdene i det planlagte nasjonale program for terrestrisk naturovervåking i Norge.

Dovrefjell-området er påvirket av naturinngrep og forurensning. Området har imidlertid en betraktelig lavere påvirkning fra langtransportert forurensning enn lengre sør i landet. Foruten E6 og jernbanen som skjærer igjennom og deler fjellområdet i to, har forsvaret etablert et skytefelt i Hjerkind-området og Follidal Verk driver malmutvinning og oppredning av kobber-, sink- og svovelholdig kis. Dovrefjell-området får tilført lokal forurensning fra alle disse aktivitetene. Vei, jernbane, gruveanlegg og spesielt skytefelt båndlegger store arealer i dag.

Follidal Verk er kommunens viktigste arbeidsplass med omkring 190 ansatte. Malmreservene minker

imidlertid og en regner med at gruedriften vil nedlegges om 1–2 år.

Det planlagte spesialavfallsanlegget er lokalisert til Follidal Verks bedriftsarealer på Hjerkin. Det meste av bygningsmassen ved gruveanlegget kan tilpasses og benyttes av forbrenningsanlegget. I tillegg planlegges nye bygninger på tilsammen 20 000 m² på de samme bedriftsarealer. Ca. 500 m vei må bygges fra E6 til anlegget.

Anlegget er dimensjonert til å forbrenne 30 000 tonn organisk spesialavfall pr. år etter roterovnsteknologien. Gruvegangene på Hjerkin tenkes brukt til deponering av restprodukter etter forbrenningen. Transport til forbrenningsanlegget vil i hovedsak skje med jernbane. Anleggsperioden på 1 1/2 år vil gi ca. 300 arbeidsplasser mens en regner med omlag 80 permanente arbeidsplasser etter driftsstart.

1.2 KONSEKVENSTREDNINGENS OMFANG

For å kunne vurdere konsekvensene av det planlagte forbrenningsanlegget er det viktig både å klarlegge situasjonen i området i dag og å se på forventede konsekvenser av anlegget, i anleggsfasen, driftsfasen og ved en permanent driftsstans av anlegget.

Etablering av et forbrenningsanlegg på Hjerkin kan føre til ulike konsekvenser for miljø, naturressurser og samfunn. Selv om de strengeste krav til rensing av røykgassene etter forbrenning vil bli satt vil endel miljøuheldige stoffer slippes ut til luft. Foruten støv dreier dette seg i hovedsak om nitrogenoksid, karbonmonoksid, svoveldioksid, saltsyre, hydrokarboner, hydrogenfluorid, kadmium og kvikksølv. Luftbåren forurensning vil føre til nedfall og videre forurensning av vann og naturmiljø forøvrig. Pumpevann fra gruvene der deponiet planlegges, samt regnvann og snø på anleggsområdet skal forbrukes i destruksjonsprosessen. Ved permanent driftsstans en gang i framtida kan imidlertid gruvegangene gradvis bli fylt med vann og sig til berggrunnen kan bli et problem.

Ved lasting, lossing og lagring av giftige og eksplosive stoffer kan det oppstå uhellsutslipp som avhengig av meteorologiske forhold kan være farlige.

For vurdering av konsekvensene er det nødvendig å måle en rekke ulike parametre:

Fysisk/kjemiske parametre: Innhold av stoffer i luft og vann. Endring over tid vil fortelle om forurensningssituasjonene endrer seg.

Biologiske parametre: Innhold av ulike stoffer i biologiske organismer på individ, samfunns eller populasjonsnivå. Akkumulering av ulike stoffer i næringskjedene. Det interessante for biologiske systemer er ikke de absolutte konsentrasjoner eller nivåer, men den økologiske effekt en eller flere miljøgifter kan få.

Undersøkelserprogrammet vil konsentreres om de viktigste konsekvenser etableringen av avfallsanlegget forventes å få på miljø og naturressurser ut fra et beslutningsrelevant synspunkt.

Viktig er det også at programmet er lagt opp slik at det er mulig å kontrollere de reelle virkninger etter en driftsstart, og at undersøkelsene fortsetter gjennom anleggs- og driftsfasen.

Undersøkelserprogrammet har to hovedmålsettinger:

- 1. Kartlegge status for området idag og gjennomføre konsekvensvurderinger av det planlagte forbrenningsanlegget.**
- 2. Gi grunnlag for etablering av et overvåkingsprogram i anleggs- og driftsfasen.**

4 NI-gruppen legger opp til et konsekvensutredningsprogram i tre faser som skal gjennomføres før en eventuell byggestart. Vi er av den oppfatning at det også må gjennomføres undersøkelser i anleggs- og driftsfasen for å verifisere eventuelle effekter på miljø og samfunn av anlegget (Fase 4 og 5).

Fase 1. Innhenting og systematisering av eksisterende kunnskap. Igangsetting av måleprogram for meteorologi, luft- og nedbørkvalitet på Hjerkin. Tallfesting og vurdering av eksisterende utslipp fra Follidal Verk samt nye utslipp fra det planlagte forbrenningsanlegget. Denne informasjonen vil være viktig og nødvendig i videre detaljplanlegging av konsekvensutredningsprogrammet.

Fase 2. Foreløpig vurdering av konsekvenser på bakgrunn av data samlet inn under Fase 1. Fastlegging av endelig undersøkelsesprogram. Konsekvenser ved eventuelle uhellsutslipp vil bli vurdert.

Vurderingene i Fase 2 er basert i all hovedsak på eksisterende informasjon og vil naturlig nok være forbundet med endel usikkerheter.

Fase 3. Basisundersøkelse og utfyllende konsekvensvurderinger. Igangsetting av feltarbeid med påfølgende analyser og vurderinger. For endel fagområder vil Fase 3 kunne gi reelle vurderinger av konsekvensene fra det planlagte anlegget. Undersøkelsene i Fase 3 tar bl.a. sikte på å kartlegge den økologiske basistilstanden i området og er absolutt nødvendige som grunnlag og referanse for undersøkelsene i Fase 4 (anleggsfasen) og Fase 5 (driftsfasen). Først gjennom resultatene fra Fase 4 og 5 vil de reelle konsekvensene kunne avdekkes.

Fasene 4 og 5 vil bli planlagt i detalj på bakgrunn av resultatene fra Fase 1–3, og vil i hovedsak konsentreres om effektstudier i anleggsperioden og spesielt i driftsfasen.

2. SAMMENDRAG

Konsekvensutredningene for det planlagte spesialavfallsanlegget på Hjerkin er delt opp i tre faser med rapportering etter hver fase. Fase 1, rapportert i denne rapporten, beskriver i hovedsak to ulike deler av Fase 1:

1. Hvilke undersøkelser som er satt igang i regi av NILU: Måleprogram for meteorologi og klima, for luftkvalitet, for nedbørkvalitet, spredningsberegninger og uhellsscenarioer.
2. Gjennomgang av litteratur og oppsummering av eksisterende informasjon relevant for det videre arbeidet med utredningens Fase 2 og 3.

Oppsummeringen av eksisterende informasjon omfatter en rekke fagområder:

Kapittel 4, **Vann**, tar opp den fysiske/kjemiske vannkvaliteten i Hjerkinområdet med hovedvekt lagt på Follas nedbørfelt. Gruvevann og forhold vedrørende Hjerkinndammen blir også viet oppmerksomhet. Innenfor sedimenter oppsummeres viten om sedimenter i Hjerkinndammen og om sedimenttransport i Folla-vassdraget.

Kapittel 5, **Plante- og dyreliv**, bekrefter at det eksisterer mye informasjon om de rent biogeografiske forholdene i området. Miljøgiftproblematikken blir belyst for de enkelte fagområdene, men her er kunnskapsgrunnlaget mye dårligere, særlig gjelder dette viten om miljøgifters akkumulering i næringskjedene og effektene på ulike organismer og samfunn. Det er forsøkt lagt vekt på de aspekter ved fagområdene som forventes å ha konsekvenser for det videre arbeidet med konsekvensutredningene.

- * Vegetasjon og jordsmonn omhandler opp utbredelse av flora og vegetasjon i området, problematikken med akkumulering av miljøgifter i jordsmonn og vegetasjon, og forurensningskartlegging ved hjelp av epifyttisk lav.
- * Fisk og næringsdyr – akvatiske invertebrater gir en gjennomgang av fiskeforhold i vann og vassdrag i Drivavassdraget og i Follavassdraget. Videre vurderes mulige effekter av sure utslipp, metaller og organiske mikroforurensninger på fisk og invertebrater. Bruken av bunndyr

i overvåking av vannkvaliteten blir også tatt opp sammen med en gjennomgang av grupper av næringsdyr for fisk og den akvatiske invertebratfaunaen forøvrig i Dovrefjell-området.

- * Terrestriske invertebrater konkluderer med at insektsfaunaen på Dovrefjell generelt er godt kjent og gir en oppsummering av viten for en rekke invertebratgrupper.
- * Fugl gjennomgår forekomsten av artene på Dovrefjell og hva slags naturtyper fuglene foretrekker. Videre gis en generell gjennomgang av ulike miljøgifters virkning på fugl og en oversikt over fugl/miljøgiftdata fra Dovrefjell-området.
- * Pattedyr fokuserer naturlig nok på villreinstammen i området og nærliggende arter i næringskjeden, fjellrev og jerv. Beitegrunlaget for reinen vies også oppmerksomhet sammen med den generelle naturgeografiske bakgrunnen. Reinen er spesielt utsatt for ulike miljøgiftbelastninger, et forhold som vurderes også i sammenheng med synergismen mellom tungmetaller og strålebelastning etter Tsjernobyl-nedfallet.

Kapittel 6, **Naturområder, natur- og kulturlandskap**, tar opp forhold rundt vernede områder, den landskapsmessige effekten av spesialavfallsanlegget, spesielle og verdifulle natur- og kulturlandskap og områder med spesiell geologisk verdi på Dovrefjell.

Kapittel 7, **Kulturminner**, forteller at det ikke er foretatt registreringer av fornminner og at man ikke kjenner til nyere tids kulturminner i området. Det konkluderes imidlertid med at området potensielt kan inneholde kulturminner av begge slag og at nærmere undersøkelser må til.

Kapittel 8, **Landbruksfaglige ressurser**, nevner kun ett mulig konfliktområde, beitegrunnlag for sau, og at denne problematikken må ses i sammenheng med utredningene for plante- og dyreliv.

Kapittel 9, **Vannressurser – grunnvann**, tar kort opp generelle geologiske forhold og hvilke grunnvannsrelaterte undersøkelser som er foretatt i området.

3 LUFT OG KLIMA

Av: Trond Bøhler
Norsk institutt for luftforskning
Postboks 64
2001 Lillestrøm

Programmet for utslipp til luft og klimatiske vurderinger inneholder tre hoveddeler: Måleprogram for meteorologi, luft- og nedbørkvalitet, spredningsberegninger og uhellsscenarioer. Programmet dekker målebehovet innenfor fagfeltene luft, vann og plante/dyreliv.

3.1 MÅLEPROGRAM FOR METEOROLOGI OG KLIMA

NILU startet 5. oktober 1990 et måleprogram for meteorologi ved Folldal Verk. Programmet omfatter timevise målinger av vindstyrke og vindretning, temperatur og temperaturdifferanse i tillegg til luftfuktighet og turbulens. De meteorologiske målingene ble i februar 1991 utvidet med parametrene global stråling, trykk og nedbørintensitet (Tabell 3-1). Formålet med programmet er å framskaffe nødvendige meteorologiske parametre for å beskrive de klimatiske og spredningsmessige forhold i området rundt den planlagte lokaliseringen for spesialavfallsanlegget.

Til vurderingen av måleperiodens representativitet hva de meteorologiske forhold angår, så vil vindmålinger utført av Det norske meteorologiske institutt (DNMI) på Fokstua bli benyttet. På Fokstua blir det registrert vind og temperatur fire ganger daglig. Stasjonen har vært i kontinuerlig drift fra 1923, bortsett fra at stasjonen ble flyttet fra jernbanestasjonen til fjellstua i juni 1968.

3.2 MÅLEPROGRAM FOR LUFTKVALITET

Programmet for luft ble startet opp i uke 4 i 1991. Programmet for luft omfatter to stasjoner, en stasjon i et område som ikke belastes av lokale utslipp i dag (referansestasjon) og en i et belastet område. Til referansestasjon ble valgt Svanå, som ligger ca. 4.5 km nordøst for Folldal Verk. Stasjonen er plassert helt inntil grensen for naturvernområdet ca. 300 m fra E6. Helikopterplassen, som ligger ca. 700 m nordøst for Folldal Verk, ble valgt som plassering for en stasjon som kan være belastet av lokale utslipp i dag.

Måleprogrammet er likt på begge stasjonene og som beskrevet i Tabell 3-1. Det vil bli innsamlet døgnprøver av svoveldioksid, nitrogendioksid og sot i tillegg til ukeprøver av klorid, kvikksølv og tungmetaller.

Tabell 3-1. Måleprogram for luftkvalitet, nedbørkvalitet og meteorologi – spesialavfallsanlegg Hjerkin.

Parameter	Midlingstid
Luftkvalitet (2 stasjoner)	
SO ₂ , NO ₂ , sot	1 døgn
klorid, kvikksølv	1 uke
tungmetaller	1 uke
Nedbørkvalitet (2 stasjoner)	
pH, SO ₄ ²⁻ , NO ₃ ⁻ , Cl ⁻ , NH ₄ ⁺ , Na, Mg, Ca, K, ledningsevne og tungmetaller	1 måned ¹⁾
Meteorologi (1 stasjon)	
vindretning	1 time
vindstyrke	1 time
temperaturdifferanse	1 time
temperatur	1 time
luftfuktighet	1 time
turbulens	1 time
trykk	1 time
stråling	1 time
nedbørintensitet	1 time

1) 2 prøver pr. måned i mai, juni, juli og august.

3.3 MÅLEPROGRAM FOR NEDBØRKVALITET

Programmet for nedbørkvalitet startet opp 1. februar 1991. Programmet for nedbør omfatter to måleststeder valgt ut etter de samme kriterier som luftkvalitet. Stasjonene på Svanå (referanse) og Hjerkinnhø, ca. 1.5 km nordøst for Folldal Verk. Nedbørprøver vil bli samlet inn på månedsbasis unntatt for månedene mai, juni, juli og august da det tas to prøver pr. måned. Nedbørprøvene skal analyseres for tungmetaller i tillegg til standard nedbørparametre som beskrevet i Tabell 3-1.

For å vurdere representativiteten av målingene og måleperioden med hensyn til luft- og nedbørkvalitet, vil det benyttes målestasjoner i "Statlig program for forurensningsovervåking". De stasjonene som vil bli valgt er: Narbuvoll (stoppet 1987), Hummelfjell (stoppet 1987), Osen (start 1987) og Kårvatn.

Stasjonene har døgnlige målinger av standard nedbørparametre, ukentlige målinger av tungmetallene bly, kadmium og sink i nedbør i tillegg til døgnmålinger av svoveldioksid og sulfat i luft (Tabell 3-2).

Tabell 3-2. Referansestasjoner i Statlig program for forurensningsovervåking.

Stasjon	Luft (døgn) SO ₂ /SO ₄	Nedbør	
		D	U
Osen	X	X	X
Narbuvoll		X	X
Hummelfjell	X		
Kårvatn	X	X	X

D=Døgnlige nedbørmåling av mengde (mm), pH, ledningsevne, SO₄, NO₃, NH₄, Ca, K, Mg, Na og Cl.

U=Ukentlig nedbørmåling av Pb, Cd og Zn.

3.4 SPREDNINGSBEREGNINGER

NILU har tidligere utført spredningsberegninger av maksimale timemidlete konsentrasjoner på bakken for utslipp til luft fra det planlagte anlegget (Bøhler 1990). Ved bruk av de meteorologiske målingene som startet i oktober 1990, kan det beregnes bidrag til langtidsmidler- og -avsetninger fra det planlagte anlegget. Resultatet fra beregningene kan benyttes til å vurdere anleggets bidrag til forurensning og forsuring av jordsmonn sammenlignet med langtransporterte luftforurensninger. Det bør også utføres beregninger av bidraget til dagens forurensningsnivå fra eksisterende utslipp fra Follidal Verk. Resultatene fra beregningene kan benyttes til å vurdere bidraget fra avfallsanlegget sammenlignet med dagens situasjon.

Spredningsberegningene vil bli utført tidligst i Fase 2 etter at minimum tre måneder meteorologiske målinger er bearbeidet.

3.5 UHELLSCENARIER

Ved lasting, lossing og lagring av giftige og eksplosive gasser kan det oppstå uhellsutslipp. Ved bruk av modeller som beskriver spredning i det bakkenære sjikt, kan spredning og fortykning av utslippene under ugunstige meteorologiske forhold vurderes. Resultatet av beregningene kan benyttes til å anslå fareavstander for typiske stoffer som lagres på anleggstomta. Disse beregningene vil bli utført i senere

faser når uhellsscenariene er definert og utslippsforholdene beskrevet.

3.6 LITTERATUR

Bøhler, T. 1990. Vurdering av spredningsforhold for spesialavfallsanlegg på Hjerkin. Lillestrøm (NILU OR 49/90).

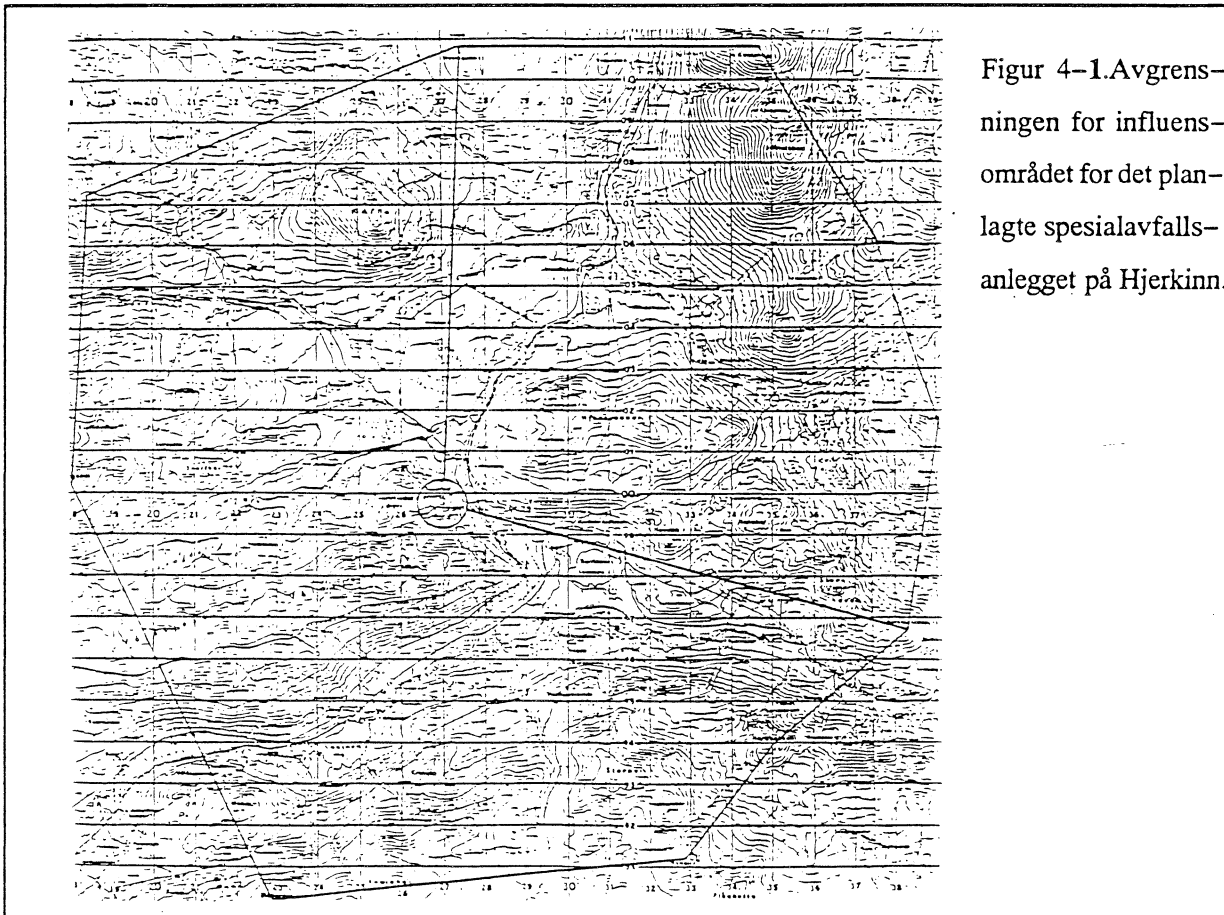
4. VANN

4.1 EKSISTERENDE KUNNSKAP OM FYSISK/KJEMISK VANNKVALITET I HJERKINNOMRÅDET

Av: Eigil Rune Iversen
Norsk institutt for vannforskning
Postboks 69, Korsvoll
0808 Oslo 8

4.1.1 Innledning

Figur 4-1 er en kartskisse som viser avgrensningen for influenseområdet for det planlagte spesialavfallsanlegg på Hjerkin. Den eksisterende kunnskap om den fysiske/kjemiske vannkvalitet i Hjerkinområdet har i hovedsak sin bakgrunn i de kontrollundersøkelser som er gjennomført i forbindelse med utslipp fra gruvevirksomheten til Follidal Verk A/S.



Figur 4-1. Avgrensningen for influenseområdet for det planlagte spesialavfallsanlegget på Hjerkin.

Gruveanlegget på Hjerkin ligger på vannskillet mellom to vassdrag, Folla-vassdraget som er sidevassdrag til Glåma, og Driva. Avrenningen til Driva skjer via Grisungbekken og Svåni. De forurensningstilførsler som gruvevirksomheten medfører blir i det vesentlige tilført Folla-vassdraget. Av den grunn er de undersøkelser som er gjennomført, i det vesentligste konsentrert om oppfølging av forurensningssituasjonen i Folla. Drenering av malmforekomsten utgående skjedde opprinnelig til Grisungbekken/Svåni og til Driva. I gruveområdet er idag deponert avfallsberg fra gruva. Tippen har relativt lavt innhold av kismineraler. Avrenning fra tippen fører til Grisungbekken og har vært ført kontroll med siden den ble lagt opp.

Det er i de senere år også foretatt kontrollanalyser av dremsvann fra skytefelt inne i Hjerkin skytefelt. Resultater fra disse undersøkelser er ikke tatt med i denne rapport. Det foreliggende materiale baserer seg således på de kontroll-undersøkelser som Follidal Verk A/S er pålagt i forbindelse med gruvevirksomheten. Disse undersøkelser har pågått siden 1964. I perioden 1981-87 ble det utført utvidede undersøkelser i Folla idet Follavassdraget i den perioden var omfattet av det statlige program for forurensningsovervåking.

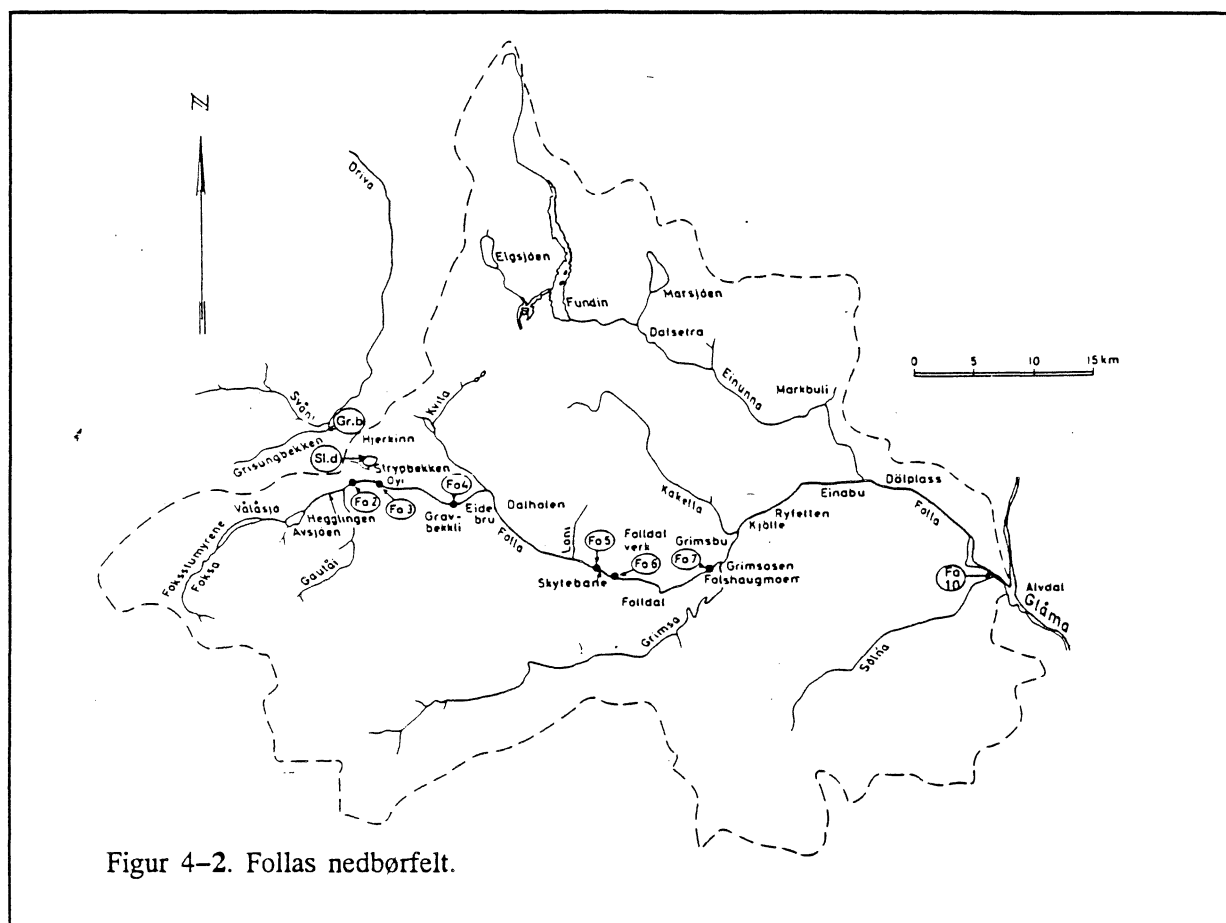
4.1.2 Undersøkelser i Folla og av gruveområdet på Hjerkin

4.1.2.1 Beskrivelse av vassdraget og forurensninger

Figur 4-2 er en kartskisse av Follas nedbørfelt. På kartskissen er også markert de prøvetakingsstasjoner som har vært benyttet ved fysisk/kjemiske og biologiske undersøkelser i området. Innen for rammen av den områdeavgrensning som er gitt i dette prosjekt vil vi i denne rapport gi en kortfattet beskrivelse av vannkvalitet ved følgende stasjoner:

- FO2 Folla før tilløp fra gruveområdet
- FO4 Folla etter tilløp fra gruveområdet (Gravbekkli)
- Overløpsdam (Sl.d.). Avløp fra deponeringsdam på Hjerkin.
- Grisungbekken (Gr.b) nedenfor gråbergvelten.

Folla har sitt utspring i høyfjellet sør for Dovreplatået og renner til å begynne med i nordøstlig retning gjennom Fokstunmyrene, Vålåsjøen, Avsjøen og fram til Hjerkinområdet hvor den dreier i østlig retning og videre ned gjennom Follidalen. Oppstrøms Gravbekkli (FO4) kan landskapet beskrives som



Figur 4-2. Follas nedbørfelt.

et fjell- og viddelandskap. I fjellområdet ned til Hjerkinn renner Folla gjennom områder hvor berggrunnen består av glimmerskifer, Trondheimitt og gabbro. Selve Tverrfjellet hvor dagens gruvedrift etter kismineraler pågår, består av grågrønn klorittskiffer. Oppstrøms Gravbekkli (Fa4) finnes store grus- og sandmasser avsatt under og etter siste istid for 8-9000 år siden. Spesielt under flomperioden om våren foregår en betydelig transport av partikler fra disse løsavsetninger. Oppstrøms Hjerkinnområdet (Fa2) mottar Folla kommunale avløp fra turistanleggene nedstrøms Fokstua. Disse avløp påvirker i første rekke den bakteriologiske vannkvalitet på denne bassdragsstrekning. Folla blir tilført avløp fra Follidal Verk på Hjerkinn via Strypbekken som munner ut i Folla nedenfor den tidligere Hjerkinmyra der det idag er bygget deponeringsdam for flotasjonsavgang fra oppredningsverket til Follidal Verk. Avrenningen fra dammen representerer samlet tilførsler fra gruveområdet eksklusiv overflateavrenning fra gråbergtippen utenfor gruveanlegget som drenerer til Grisungbekken/Svåni og videre til Driva.

Fra naturens side er Folla svakt basisk med et moderat innhold av elektrolytter. Tilførslene fra

gruvevirksomheten fører til en dramatisk endring av vannkvaliteten ved at elektrolyttinnholdet øker kraftig som følge av store tilførsler av kalsium og sulfat fra oppredningsverket. Gruvevirksomheten medfører også et utslipp av organiske flotasjonskjemikalier (xantaler). Hensikten med avgangsdammen er å foreta en kontrollert deponering av gruveavfall for å begrense slam- og tungmetallbelastning på vassdraget. I de årene den har vært i drift, siden 1969, har den vist seg å være effektiv, men virksomheten medfører likevel en merkbar tungmetallbelastning på Folla selv om den betraktes som relativt liten.

Selve gruva tilføres også en del prosessvann, dessuten trenger også en del vann inn av naturlige årsaker. Dette vannet som er sterkt tungmetallholdig, pumpes ut av gruva på nivå II og blandes videre inn den alkaliske avgangen. Derved oppnås en nøytralisasjon og adsorpsjon av tungmetallioner på avgangspartikler som sedimenterer i slamdammen. Denne prosess er effektiv bare så lenge gruvevirksomheten pågår. Gruvevirksomheten medfører også diffuse tungmetall utslipp til omgivelsene ved utslipp til luft fra gruveanlegget (tørking, ventilasjon etc.). Dessuten er benyttet "gråberg" fra tippen til veiformål i området. Selv om innholdet av kisminerale i disse masser betraktes som beskjedent medfører dette likevel en viss tungmetallbelastning på området. Det er imidlertid lite sannsynlig at de diffuse tilførsler har noen vesentlig innflytelse på dagens vannkvalitet i Folla nedstrøms Hjerkin.

4.1.2.2 Vannkvalitet ved stasjonene i Folla, Fo2 og Fo4

Undersøkelsene i Folla har pågått siden 1966. I denne rapport vil vi bare ta med analysedata fra dagens situasjon d.v.s. resultater for året 1990. Resultatene er samlet i Tabellene 4-1-5.

Tabell 4-1. Fysisk/kjemiske analyseresultater stasjon FO 2.

Dato	pH	Kond. mS/m	TURB FTU	Alkalitet mmol/l	SO ₄ mg/l	Ca mg/l	Mg mg/l	Fe µg/l	Cu µg/l	Zn µg/l
21.02.90	7.02	5.39	0.24		5.5	6.37	0.82	50.7	0.3	<10
19.04.90	6.98	4.25	0.35		3.5	5.74	0.69	77.0	2.0	<10
20.06.90	7.01	2.65	3.00	0.186	2.0	3.17	0.42	73.0	1.4	<10
04.09.90	7.36	6.10	1.30	0.252	4.5	4.04	0.47	61.0	2.1	<10
17.10.90	7.17	3.57	0.30	0.255	3.0	4.39	0.57	64.0	0.8	<10
18.12.90	7.07	4.75	0.20	0.332	3.5	6.01	0.79	96.0	2.1	<10
Gj.snitt	7.10	4.45	0.90	0.256	3.7	4.95	0.63	70.3	1.4	<10
Maks.verdi	7.36	6.10	3.00	0.332	5.5	6.37	0.82	96.0	2.1	<10
Min.verdi	6.98	2.65	0.20	0.186	2.0	3.17	0.42	50.7	0.3	<10

Tabell 4-2. Fysisk/kjemiske analyseresultater stasjon FO 4.

Dato	pH	Kond. mS/m	TURB FTU	Alkalitet mmol/l	SO ₄ mg/l	Ca mg/l	Mg mg/l	Fe µg/l	Cu µg/l	Zn µg/l	Cd µg/l
23.01.90	6.87	35.60	0.56	0.522	208.0	55.10	2.45	67.0	1.5	60	
21.02.90	7.20	52.40	0.51		240.0	82.50	3.44	59.7	1.1	90	0.17
23.03.90	6.89	23.10	1.60	0.327	110.0	31.20	1.53	195.0	1.7	40	
19.04.90	6.96	16.70	1.00		47.0	24.60	1.29	168.0	2.8	30	0.05
23.05.90	7.05	8.33	0.50		23.0	11.40	0.79	88.0	5.3	10	0.05
20.06.90	7.11	5.34	0.32	0.212	11.0	7.32	0.53	103.0	2.1	5	0.05
18.07.90	7.09	7.85	0.28	0.272	20.5	10.30	0.71	33.5	7.3	5	
04.09.90	7.19	8.85	0.50	0.325	20.5	11.50	0.87	53.0	1.0	5	0.05
17.10.90	7.32	12.60	0.30	0.329	35.0	17.50	1.15	45.0	1.3	10	0.05
28.11.90	6.95	25.10	0.50	0.404	82.0	40.00	1.96	59.0	2.0	20	0.05
18.12.90	7.00	29.90	0.40	0.431	104.0	45.20	2.27	220.0	2.6	60	0.33
Gj.snitt	7.06	20.52	0.59	0.353	81.9	30.60	1.54	99.2	2.6	30	0.10
Maks.verdi	7.32	52.40	1.60	0.522	240.0	82.50	3.44	220.0	7.3	90	0.33
Min.verdi	6.87	5.34	0.28	0.212	11.0	7.32	0.53	33.5	1.0	5	0.05

Tabell 4-3. Fysisk/kjemiske analyseresultater overløp slamdam Hjerkin.

Dato	pH	Kond. mS/m	TURB FTU	Alkalitet mmol/l	SO ₄ mg/l	Ca mg/l	Mg mg/l	Fe µg/l	Cu µg/l	Zn µg/l	Cl µg/l	S-TS mg/l	Vannf l/s
23.01.90	6.93	127.9	4.50	1.155	695	232	7.90	470	3.7	320		1.7	138
21.02.90	6.95	130.0	7.10		665	230	8.00	610	2.0	280		2.2	149
23.03.90	6.75	124.0	12.50	1.020	670	226	7.30	1070	5.5	290		5.3	138
19.04.90	7.11	95.6	4.70		525	185	6.20	320	8.8	250		2.2	225
23.05.90	7.62	65.1	1.50		320	113	4.08	1070	90.0	310	1.2		271
20.06.90	7.23	75.6	0.75	0.948	725	130	5.20	760	10.6	170			190
18.07.90	7.53	79.7	2.70	1.048	365	136	5.70	450	22.5	80		2.4	225
04.09.90	7.29	85.8	7.00	1.080	400	153	6.40	580	6.8	120		2.7	160
17.10.90	7.11	102.0	1.40	0.943	525	181	8.00	162	2.8	120		0.5	160
28.11.90	7.21	118.0	2.50	1.250	540	220	8.60	240	2.4	170		0.9	149
18.12.90	6.79	123.0	3.20	0.774	643	245	9.00	1850	6.2	420		2.0	127
Gj.snitt	7.14	102.4	4.35	1.027	552	186	6.94	689	14.7	230		2.2	176
Maks.verdi	7.62	130.0	12.50	1.250	725	245	9.00	1850	90.0	420		5.3	271
Min.verdi	6.75	65.1	0.75	0.774	320	113	4.08	162	2.0	80		0.5	127

Ved Fo2 har det vært meget beskjedne endringer i den generelle vannkvalitet i perioden 1966-1990. pH-verdien varierer hovedsaklig i området 7.0 - 7.4 og var i 1990 7.1 i gjennomsnitt. Ved valg av analyseparametre er først og fremst lagt vekt på komponenter som en vet vil endre seg ved utslipp fra gruvevirksomheten. Av tungmetallene er det valgt å analysere m.h.t. kobber, sink og jern som rutineparametre. Gruvevirksomheten medfører utslipp av en rekke andre metaller. I prøver fra vassdraget vil imidlertid konsentrasjonene av disse forventes å være lavere enn deteksjonsgrensene for den analysemetode som har vært benyttet. Eksempelvis kan nevnes at stikkprøver m.h.t. kadmiumnivå ved Fo2 har gitt verdier lavere enn deteksjonsgrensen på 0,10 µg/l.

Tabell 4-4. Fysisk/kjemiske analyseresultater. Gruvevann Nivå II.

Dato	pH	Kond. mS/m	SO ₄ mg/l	Ca mg/l	Mg mg/l	Al µg/l	Fe µg/l	Cu µg/l	Zn µg/l	Cd µg/l
21.02.90	7.30	102.0	510	127	24.9	711	3190	1100	6000	17.0
19.04.90	6.99	108.1	580	140	32.2	1460	2300	1120	6900	27.1
20.06.90	6.92	131.0	715	163	38.3	1120	5070	1070	7700	21.0
18.07.90	7.10	132.0	705	178	42.4	1030	4440	1170	7800	22.5
04.09.90	7.20	115.3	610	168	33.0	815	2690	850	6500	
17.10.90	7.28	114.0	543	154	35.2	647	1650	590	5200	18.3
18.12.90	7.59	102.0	448	160	26.3	390	1280	480	3990	
Gj.snitt	7.20	114.9	587	156	33.2	882	2957	911	6299	21.2
Maks.verdi	7.59	132.0	715	178	42.4	1460	5070	1170	7800	27.1
Min.verdi	6.92	102.0	448	127	24.9	390	1280	480	3990	17.0

Tabell 4-5. Fysisk/kjemiske analyseresultater Grisungbekken, nedre del.

Dato	pH	Kond. mS/m	Alkalitet mmol/l	SO ₄ mg/l	Ca mg/l	Mg mg/l	Fe µg/l	Cu µg/l	Zn µg/l
23.05.90	7.23	4.53		3.6	5.70	1.12	13	1.7	5
17.10.90	7.28	5.52	0.418	3.5	6.95	1.33	17	0.7	5
18.12.90	7.35	5.45	0.417	4.5	6.73	1.40	22	1.4	10
Gj.snitt	7.29	5.17	0.418	3.9	6.46	1.28	17	1.3	7
Maks.verdi	7.35	5.52	0.418	4.5	6.95	1.40	22	1.7	10
Min.verdi	7.23	4.53	0.417	3.5	5.70	1.12	13	0.7	5

Kobberkonsentrasjonen ved Fo2 varierte mellom < 0,5 µg/l og 2.1 µg/l i 1990 og var i gjennomsnitt 1.4 µg/l mens sinkkonsentrasjonen var lavere enn deteksjonsgrensen på 10 µg/l.

Ved Fo4 kan det ikke observeres noen endringer av betydning i pH-verdien. Dette skyldes at tilførselene fra slamdammen er svakt alkaliske. Elektrolyttinnholdet øker imidlertid kraftig, noe som påvises ved analyse av konduktivitet (el. ledningsevne). Økningen i konduktivitet skyldes stort sett store tilførsler av kalsium (fra kalk) og sulfat (fra svovelsyre). Kalk og svovelsyre brukes som prosesskjemikalier i oppgredningsverket. Det frigjøres også sulfationer ved nedmaling av kismaterialer i verket og som følge av forvitring av kismaterialer i gruva og i gruveavfallet. Tilførselene av prosessvann fra avgangsdammen fører også til at Folla får økt bufferkapasitet (alkaliteten øker). Det

fremgår også av Tabell 4–2 at tungmetallkonsentrasjonene øker. Særlig gjelder dette sink som i 1990 ble påvist i konsentrasjoner mellom < 10 og 90 ug/l. Det kan av og til også påvises kadmium over deteksjonsgrensen på 0,10 ug/l.

4.1.2.3 Vannkvalitet i avgangsdammen

Deponeringen i dammen har pågått siden 1969. Dammen har vært påbygd 2 ganger. Avfallet deponeres ca 1 m under vannspeilet. Vannmassene i dammen er svakt alkaliske (Tabell 4–3) og har et høyt innhold av kalsium, magnesium og sulfat (prosesskjemikalier). Av tungmetallene er sink det metall som forekommer i de høyeste konsentrasjoner, 230 ug/l i gjennomsnitt 1990. Kobberinnholdet betraktes om beskjedent i denne sammenheng. Stikkprøve m.h.t. kadmium viste en konsentrasjon på 1.2 ug/l i 1990 (23/5). I slik avrenning vil det ofte være et fast forhold mellom kadmium og sink i vannmassene avhengig av forholdet mellom de samme metaller i malmen.

Deponeringen medfører også et visst utslipp av parikulært materiale (nedmalte partikler). Utslipet er normalt av størrelseorden 30 t/år noe som betraktes som beskjedent sett i forhold til de ca. 300.000 tonn nedmalt avfall som årlig deponeres i dammen. Partikkelutslippet setter likevel et synlig preg på vassdraget nedenfor og har også effekter på biologiske forhold.

4.1.2.4 Gruvevann

Gruvevannet har sin årsak i naturlige tilførsler gjennom borhull og sprekkesoner og tilførsler av prosessvann til boring etc. Gruvevirksomheten medfører eksponering og kisholdige flater for luft og fuktighet. Derved oppstår forvittringsprosesser som medfører at tungmetaller frigjøres ved at sulfider oksyderes til sulfat. Dersom gruvevannet blir surt, øker også utløsning av bl.a. kalsium, magnesium og aluminium fra bergartsmineralene. Innhold av basiske bergarter i forekomsten bidrar til å buffre disse prosesser. Analyse av gruvevann ved Follidal Verk gir uttrykk for samlet vannkvalitet i utpumpet gruvevann fra hele gruva. Det er mange enkeltkilder i gruva der kvaliteten kan variere sterkt fra det sterkt sure til det svakt alkaliske delen av pH-skalaen.

Etter 20 års gruvedrift er pH i samlet gruvevann fortsatt svakt alkalisk (Tabell 4–4). Høyt innhold av sulfat, kalsium, magnesium og aluminium, viser at det pågår forvittringsprosesser i gruva. Tungmetallkonsentrasjonene betraktes som beskjedne i forhold til hva som kan forventes dersom

gruvevannet blir surt. Gruvevannsmengden vil gå sterkt ned etter at boring i gruva opphører ved driftsnedleggelse.

4.1.2.5 Tilførsler til Driva vassdraget

Belastningen på dette vassdraget er svært beskjeden hva parametre angår som har med gruvevirksomheten å gjøre. I Tabell 4–5 er gjengitt andre resultater for prøver tatt i Grisungbekken i 1990. Det knytter seg størst interesse til tungmetallverdiene siden avrenning fra gråbergtippen drenerer til Grisungbekken. Kobber- og sinkkonsentrasjonene var i 1990 så vidt lave at det er usikkert om avrenning fra tippen har noen praktisk betydning for vannkvaliteten på prøvetaksstedet (ved veibru).

4.1.2.6 Materialtransport

Gruveområdet på Hjerkin drenerer som tidligere nevnt til to vassdrag. Før gruvedriften startet fantes en naturlig tungmetallavrenning fra malmens utgående. Avrenningen førte til Grisungbekken/Driva. I dag drenerer dette sigevann til gruva. Tungmetalltilførslene til Grisungbekken/Driva er derfor sannsynligvis mindre enn tiden før gruvedriften startet.

Folldal Verk tar idag sitt driftsvann fra Driva, normalt ca 82 l/s. Vannet slippes ut igjen til avgangsdammen ialt ca. 100 l/s som inkluderer driftsvann, sigevann til gruva og sanitærløp. Dammen tilføres også forbruksvann fra NSB, Forsvaret, Hjerkin Fjellstue og boligfeltet på Hjerkin. Det vesentligste av tungmetallavrenning fra området blir således ført til Folla. Ved hjelp av de kontrollanalyser som er utført av slamdammens overløp og midlere vannføring på 250 l/s kan følgende materialtransportverdier beregnes:

	Konsentrasjon	Transport
Kobber:	0,02 mg/l	0,16 t/år
Sink:	0,20 mg/l	1,6 t/år
Kadmium:	0,001 mg/l	7,9 kg/år *)
Jern:	0,6 mg/l	4,7 t/år
Sulfat:	500 mg/l	3900 t/år
Slam:	3 mg/l	24 t/år

*) datagrunnlaget mer beskjedent enn for kobber og sink.

4.1.3 Referanser

Iversen, E.R. Aanes, K.J. og Grande, M. 1981–87. Rutineovervåking i Folla. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 39/82, 92/83, 137/84, 259/86, 272/87 og 344/89. NIVA 1983–1988.

Iversen, E.R., Aanes, K.J. og Bækken, T. 1990. Follidal Verk A/S. Kontrollundersøkelser 1989. NIVA 1990. 34 s.

4.2 SEDIMENTER

Av: Karl Jan Aanes
Norsk institutt for vannforskning
Postboks 69, Korsvoll
0808 Oslo 8

Generelt kan vi si at en stor del av de tungmetallene som tilføres nedbørfeltene via atmosfæren bindes i marken og i innsjøenes sedimenter. Hvor stor del av den årlige deponeringen i nedbørfeltet som til sist havner i innsjøene er avhengig av elementene og nedbørfeltets egenskaper.

Undersøkelser av forurensningsgraden i innsjøsedimenter vil gi oss viktig informasjon om graden av slik påvirkning og når og hvor denne påvirkningen har funnet/finner sted – samtidig som slike data gir oss viktig informasjon om mulige effekter i akvatiske økosystemer (Rognerud og Fjeld 1990). Vertikalanalyser i sedimentet vil f.eks. danne bakgrunn for beregninger av utviklingen i forurensningsgraden de siste årtier. Det blir mulig å gjøre vurderinger ut fra såkalte "naturlige bakgrunnsverdier" eller lokale referanseverdier. Det er allment akseptert at der det foreligger stabile sedimentasjonsområder (innsjøer, tjern) utgjør sedimentanalyser en god belastningsindikator både for å klarlegge tidsutvikling som å bedømme utbredelsen av en metallforurensning.

4.2.1 Innsjøsedimenter

Fra de aktuelle innsjøene innen influensområdet er det kun fra den kunstig anlagte Hjerkinndammen hvor det finnes data om sedimentets (avgangens) sammensetning. Fra de andre innsjøene innen influensområdet er det tilstrekkelig å gjennomføre karakterisering av aktuelle sedimenter og da mot den aktuelle problemstilling når bestemmelsen om etablering er avklart.

4.2.2 Elvesedimenter

Beregninger av sedimenttransporten i Folla-vassdraget og i det aktuelle influensområdet er foretatt jevnlig i forbindelse med NIVAs overvåkingsprosjekt for Follidal Verk A/S. Enklere fysisk-kjemisk karakterisering av denne transporten er også utført (sammensetting, mengder, variasjonsmønster m.m.), samt vurdering av biologiske effekter på vassdragets bunnfauna (Aanes 1980a, 1980b, 1990).

Videre ble det av NIVA i forbindelse med en undersøkelse og påfølgende vurdering av eventuelle forurensningseffekter fra demoleringsaktiviteten i Hjerkin skytefelt bl.a. foretatt analyser av elvesedimenter på 9 stasjoner i de to vassdragene Grisungbekken og Svåni (Kjellberg 1988).

Videre er det trolig at det i influensområdet kan finnes data om bekkersedimentenes metallinnhold, samlet inn i forbindelse med prospekteringsarbeid knyttet til gruveaktiviteten på Hjerkin.

4.2.3 Litteratur

Kjellberg, . 1980.

Rognerud og Fjeld 1990.

Aanes, K.J. 1980a.

Aanes, K.J. 1980b.

Aanes, K.J. 1990.

5. PLANTE- OG DYRELIV

5.1 VEGETASJON OG JORDSMONN

5.1.1 Trekk ved flora og vegetasjon på Dovrefjell

Av: Eldar Gaare
Norsk institutt for naturforskning
Tungasletta 2
7004 Trondheim

"Hvis en tar vekk Dovre, blir kapitlet om den sør-norske fjellfloras mange forskjellige problemer betydelig fattigere." (Gjærevoll 1952)

5.1.1.1 Innledning

Nedfallsområdet som er vist på kartet er ca 330 km² (Figur 1-1). Her skal gis et riss av vegetasjon og flora i dette området. Under behandling av vegetasjonen er lagt noe vekt på å få fram trekk som kan være av betydning for oppfangning og fastholding av nedfall. Ved floraen er det viktigst å få fram det enestående ved deler av området.

Klima og jordbunn er så viktige forutsetninger for plantelivet at vi først må se på noen hovedtrekk av dette.

5.1.1.2 Klimaet og berggrunn i nedfallsområdet

Nedfallsområdet ligger i sin helhet øst for vannskillet på Dovrefjell. Høgfjellsmassivene Nystuguhø (1754 m o.h.) – Storkinn (1845) – Snøhetta (2286) – Svånåtind (2209) – Skredahø (2004) – Mjogsjøhø (1837) – Sjongshø (1954) ligger vestenfor og lager regnskygge. Vest for massivet er den årlige nedbør 700 mm og mer, østfor 400 mm og mindre (Fokstua 439, Hjerkin 222, den lågeste normal målt i Norge). I høgdenivået 1000 m o.h. kommer på Dovrevidda 43% som vinternedbør, østover synker det til 31% i de mest snøfattige strøk øst for Atnsjøen. Vestover stiger det til 59% i Eikesdalsfjella. Det gir en gradient fra 5–600 mm som snø i vest, 190 mm på Dovrevidda og 120–150 mm øst for Atnsjøen. Med høgden øker årsnedbøren og også den andel som kommer som snø. (Kilde bl.a. DNMI's

snøakkumulasjonskart).

Alt i alt framstår området som nedbørfattig, øvre del av Folldalen der Hjerkin fjellstue ligger er subarid (Hesselmans klassifisering), ellers er området subhumid.

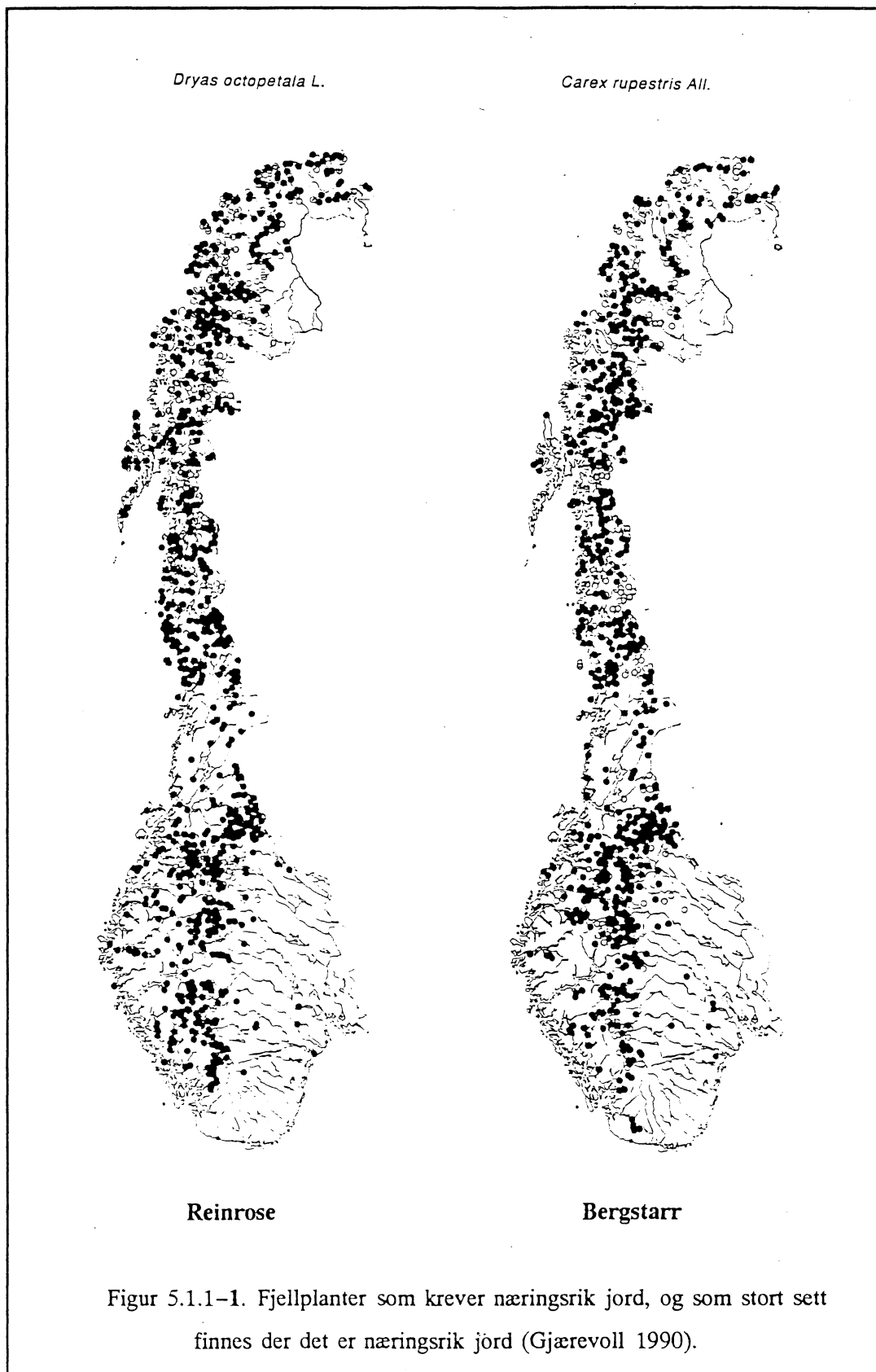
Vindforholdene er viktige for vegetasjon og snøfordeling, men også for hvordan et utslipp fra Folldal verk vil fordele seg. Framherskende vindretning i høgden (nær bakken dreier terrengformene vinden) er året rundt V–SV. Om vinteren er det vanlig med stille vær, 30–50%, om sommeren er det mindre enn 10%. De kraftigste vindstyrkene får en om høsten (Dannevik 1968).

Beggrunnen preges av overgangen mellom to geologiske regioner. Trondheimsfeltet kommer inn fra øst og vestfra en vestlig gneissregion. Sure bergarter som forvitrer dårlig gir fattig jordbunn i vest, mens Trondheimsfeltet har kalkrike amfibolitter og biotitter. Knutshø øst for Drivdalen hører til denne regionen, Vålåsjøhø likeså. Kolla fjellene opp mot Snøhetta er fattige, mens de flate partier i Grisungdalens munning og øst for Kolla, "Dovrevidda" er vekslende. Det er her mange istidsavsetninger og morenene er av forskjellig opphav.

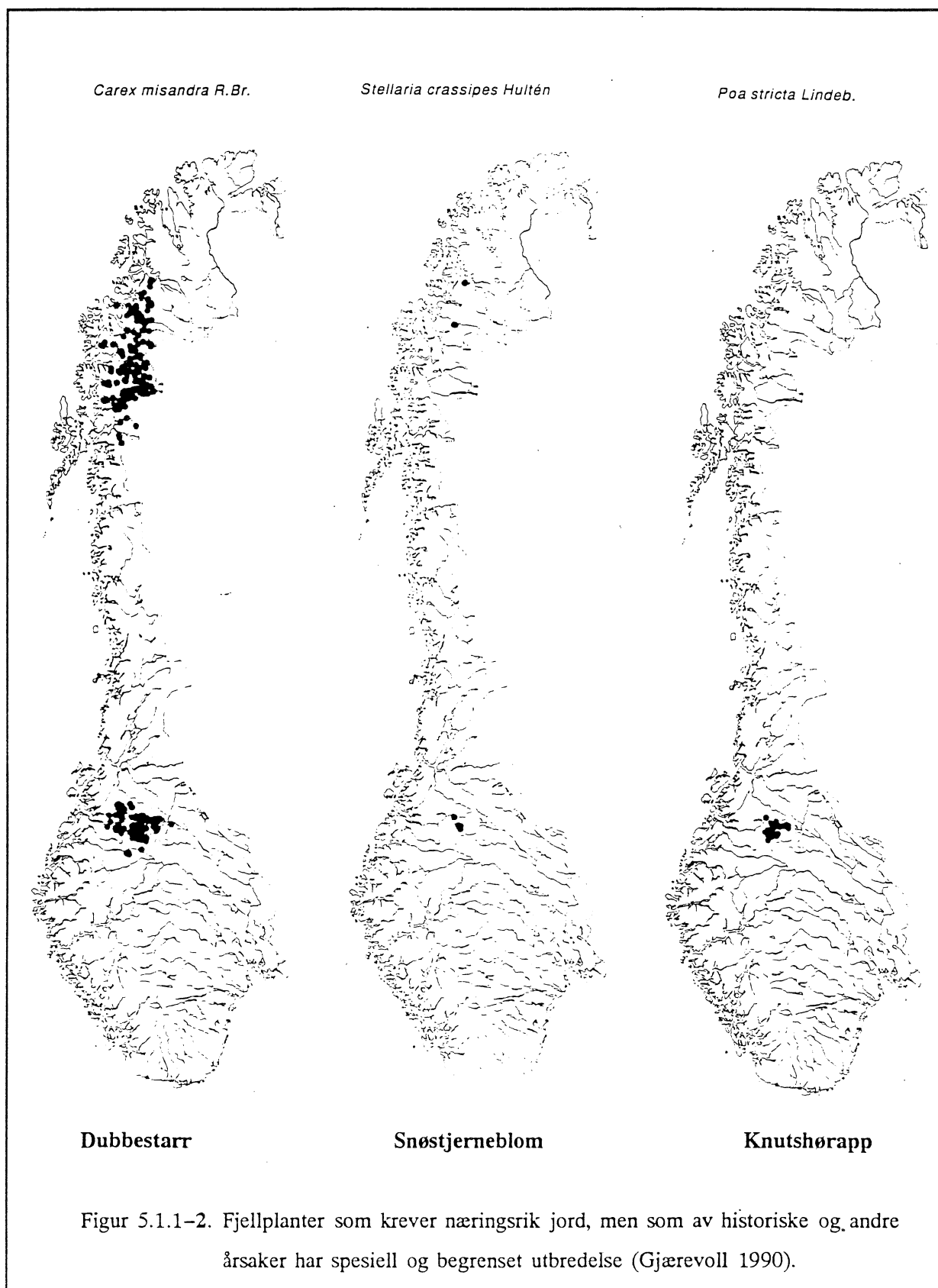
5.1.1.3 Vegetasjon og planteliv

Floraen

Fjellvegetasjonen i Sør–Skandinaviske fjellstrøk varierer etter et fast mønster. Års–middeltemperaturen synker fra sør mot nord, dessuten fra lågland til høgfjell. Fra innland til kyst, ofte fra øst til vest, øker nedbørmengden – og snømengden. Breer hører Vestlandet til. Det meste av fjellkjeden består av bergarter fattige på plantenæring som forvitrer til et karrig jordsmonn. Blåbærheier er svært vanlig overalt og på rabbene finnes heisamfunn hvor krekling med litt lav dominerer i vest og dvergbjørk med mye lav i øst. Alt i alt et nokså artsfattig planteliv. Med der berggrunnen er mykere og gir opphav til rikere jordsmonn kommer mange andre arter til i tillegg. Blir det svært rikt overtar reinrosa dominansen til både blåbær og dvergbjørk. Slike rikere områder finnes her og der langs hele fjellkjeden, se kart over utbredelsen av reinrose. Bergstarr har lignende krav og viser lignende utbredelse: Finnes overalt der jordsmonnet er rikt nok (Figur 5.1.1–1).



Figur 5.1.1-1. Fjellplanter som krever næringsrik jord, og som stort sett finnes der det er næringsrik jord (Gjærevoll 1990).



I skarp kontrast til dette finnes et utvalg av arter som nok krever næringsrikt jordsmonn, men som slett ikke finnes overalt dette krav er tilfredsstillt. De har en svært begrenset utbredelse. Eksempler på dette er dubbestarr, snøstjerneblom, knutshørapp (Figur 5.1.1–2).

Klima og jordbunnsforhold som i alminnelighet gir tilstrekkelig forklaring på forekomsten av plantearter på et sted, stedets flora, rekker her ikke til. Utviklingen av plantedekket over tid, den

historiske faktor må trekkes inn. Fra istiden til i dag er hovedtrekkene i vegetasjonen meislet ut under et vekslende klima. Forholdene under istiden virker også ofte inn, det var nunatakker og isfrie kystrefugier mange steder.

Disse tre hovedfaktorer, geologi, klima og historie varierer fra landsende til landsende. På Dovrefjell har de i samspill skapt noe av den mest varierte og spennende flora vi kan finne i den nord-europeiske fjellverden. I første rekke gjelder det østsiden av Drivdalen og Knutshøene er selve nøkkelområdet.

På den ene side finner vi her store forekomster av lettforvitrelige bergarter, som gir et fruktbart jordsmonn. Reinrose og hele dens følge er derfor representert i rikt monn. I tillegg høgfjellsklokke, dubbestarr, smalstarr, blindurt og nålearve. Skjeldenheter som snørublom, tinderublom og snøstjerneblom finnes også blant fler. Knutshørapp og dovreløvetann er arter som ikke er kjent fra noe annet sted, de er endemiske. Dette er på ingen måte en uttømmende liste.

Blant disse artene kan vi skille ut grupper med likt utbredelses mønster. Noen ser vi i Figur 5.1.1–2. Enkelte finnes bare i et lite, sørlig område: Trollheimen, Dovrefjell vest til Eikesdalsfjella, Jotunheimen, de er sørlig unisentrisk (eks. norsk malurt, sprikesnøgras, knutshørapp, dovreløvetann). Andre finnes tilsvarende i et nordlig fjellområde fra Saltfjell til Finnmarksvidda, nordlig unisentrisk. Atter andre er bisentrisk og finnes i begge (eks. høgfjellsklokke, stuttarve, snøfrytle).

Basert på jmføring med problemartenes utbredelse ellers i verden og kjennskap til deres økologi søker en å forklare utbredelsen historisk. I dag er det alminnelig å anta at siste istid bød på refugier med muligheter for plantevekst, dels som nunatakker, dels som kystrefugier. Botanikken satte fram hypotesen for mer enn 100 år siden, også geologene finner idag stadig nye indikasjoner som bekrefter den.

En er ennå midt i dette spennende arbeid med å forstå forutsetningene for vårt lands planteliv slik vi idag erfarer det. Ennå må det arbeides med artenes avgrensning, lære deres miljøkrav og ikke minst spredningsøkologi bedre å kjenne. Knutshøene er ellers så rike på voksestedstyper at nyfunn av arter fremdeles kan skje.

Trekk ved vegetasjonen

Det er enkeltarter av planter med ulike miljøkrav som er forutsetningen for dannelse av vegetasjon. Innenfor et område hvor miljøbetingelsene (temperatur, snøforhold, fuktighet, jordbunnsfaktorer) varierer lite dannes samfunn av planter som trives med disse betingelser. Disse samfunn kan beskrives, gjenkjennes og klassifiseres. De er de elementer vegetasjonen er bygget opp av.

Her behandles vegetasjonen på løsavsetningene. På berg og blokker er det imidlertid en svært karakteristisk vegetasjon. På vindeksponerte steder som vanligvis er snøfrie året igjennom er den dominert av mørke ofte svarte busk, blad og skorpelav. Med økende snødekning faller de fleste busk- og bladlav bort og lysere skorpelav dominerer sammen med noen få moser som kommer til. I høgfjellet er blokkhav og ur som bare er snøfri noen uker vegetasjonsfrie, men vanligvis er naken stein en skjeldenhet. På Kolla er denne sonering synlig på lang avstand.

Blant slike busk- og bladlav finnes mange arter som er svært vanlige, som er lette å samle og som akkumulerer nedfall svært effektivt. En bør ved en eventuell nedfalls-status idag og ved opplegg av en overvåkning vurdere arter fra denne gruppen (navlelav, steinskjegg o.l.)

Tilbake til vegetasjonen på marken. De dominerende arter, de som preger samfunnene og dermed landskapet er få: dvergbjørk, sauesvingel, rabbesiv, 4-5 busklavarter, blåbær, noen vierarter, smyle, flere urter hvorav ingen fremtredende, musøre, stivstarr og noen få moser. Disse har forskjellige krav til sitt miljø, de inntar derfor hver sin nisje i den småmønstrede vegetasjonsmosaikk som er så typisk for fjellet.

Klima og jordbunn danner forutsetning for plantelivet. De planter som kan finnes og preger samfunn og vegetasjon er først bestemt av temperaturforholdene. Som vi vet varierer de med breddegrad og høgden over havet.

Områdets laveste partier 850 m o.h. i Drivdalen til ca 1050±50 m o.h. er subalpin bjørkeskog. Den hører til i nordboreal sone ifølge kart over Vegetasjonsregioner (Dahl m.fl 1986). Fjellet over skoggrensa faller naturlig i tre høgderegioner, lågalpin region hvor lyng og dvergbusker dominerer. Her finner vi den opp til 1350±50 m o.h., lågest i NØ-ventde baklier. Der blåbær gir tapt, overtar og dominerer i mellomalpin sone grasaktige planter opp til 1700 m o.h. Høgalpin sone, som savner sammenhengende markvegetasjon, når en selv ikke på den høyeste toppen, Søndre Knutshø, 1690 m o.h., opp i. På Kolla 1652 m o.h. og Vesle Nystuguhø, 1513 m o.h. er det imidlertid store blokkhav som presser grensen for sammenhengende vegetasjon ned til ca 1400 m o.h.

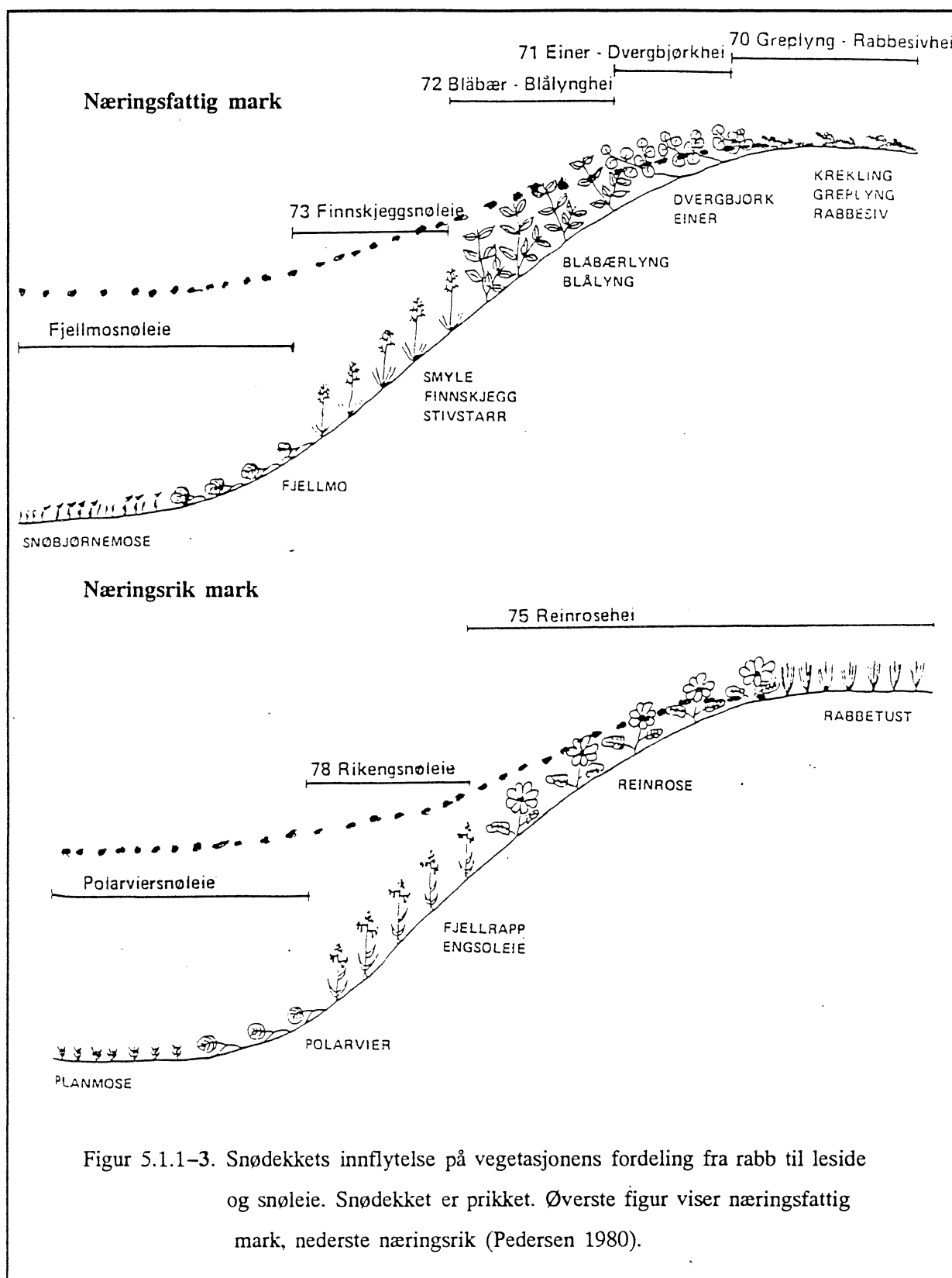
Denne veksling av dominerende planter i høgderegioner er lett å iakttå og det er den fallende temperatur med høyden som er utslagsgivende faktor.

Den del av nedbøren som kommer som snø betyr mye for vegetasjonens utseende. Vinden fordeler snøen fra oppstikkende rygger og rander til forsenkninger hvor den blir liggende lenge utover sommeren. Figur 5.1.1–3 viser hvordan fjellets mosaikk av plantesamfunn ordner seg etter snødekkets mektighet og varighet. Profilene er gitt for ulike næringsstatus i jorda.

Vegetasjonsperiodens lengde på ryggene er for karplanter med røtter bestemt av vanntilgangen fra mai til juli oktober. Moser og særlig lav som nyttiggjør seg kortvarige små skurer og duggfall, og som kan vokse ved låg temperatur har lengere periode, fra mars/april til september/oktober.

Enkelte forsenkninger har fonner som ikke smelter fram hvert år, andre år bare noen få uker. Smeltevannet er sammen med barmarkstidens regn viktig for hvilke planter som trives. Tilgangen på fuktighet bestemmes av nedbør, lokale topografiske forhold og jordbunnens vannlagringsevne (innhold av leirmineraler og organisk materiale). Der det stadig er jevn vanntilgang og grunnvannet står nær overflaten får vi myr opp til og med midtre deler av lågalpin region.

Det finnes ganske mye myrer, mest bakkemyrer med starr og gras som er avhengig av tilførsel av sigevann. Alt etter berggrunnen finner vi fra fattige bjønnskjeppmyrer til svært rike sotstarrmyrer (S.Knutshø). Torvdybden er liten. Nedbørsmyr, ombrogen myr, finnes bare som mindre tuer. De får sitt vann og mineralbehov dekket fra nedbøren og torvmosene (Sphagnum) akkumulerer nedfall.



Figur 5.1.1-3. Snødekkets innflytelse på vegetasjonens fordeling fra rabb til leside og snøleie. Snødekket er prikket. Øverste figur viser næringsfattig mark, nederste næringsrik (Pedersen 1980).

Der det er jevn tilgang på vann og et gjennomluftet jordsmonn finner vi engsamfunn med urter, gras, halvgras og moser som kan tåle en kortere tørke. Snøen ligger her dyp til seint i juni i vanlige år. De rikere typene har brunjordaktig jordprofil i allefall i lågere deler.

Der det er lengere perioder med sesongtørke får vi heisamfunn med halvgras og gras med smale blad sammen med lyng og busker med læraktige og små blad. Tørketålende moser dominerer lesidene, innslaget av lav er påfallende særlig på rabbene.

Rabbene blir snøfrie i april/mai, lesidene med blåbærhei først i juni.

På lesidene finner vi hyppigst blåbær–blålynghei, på næringsrik mark overtar reinroseheier. Nord og østhellinger har på fattig mark podsolprofil under ca 1300 m o.h. Reinroseheiene har brunjordslignende profil (arctic brown). Mosedekket og den organiske øvre del av jordsmonnet vil i disse samfunn akkumulere mange typer nedfall.

Grasheier med finnskjegg og moser krever lenger snødekning, gjerne til tidlig i juli. De kan godt bli tørre ut på sommeren. Med ennå bedre snødekning får vi fjellmosnøleier og andre snøleier. Snøen her går ofte ikke før i august og vi finnes planter med spesiell tilpasning til en kort vekstsesong. Både grasheier og fjellmosnøleier har humusdekke med mye mineralinnblanding. Dette skyldes frostvirkning og overvaskning av smeltevann. Det er helst oppmot og i mellomalpin region vi finner nok snø til dannelse av snøleier.

I de tørreste områdene dekkes 80–90% av rabbene av lav, der det er fuktigere endel mindre. Lavdominansen reguleres av sommernedbøen. Lavdekket er i disse østlige fjell villreinens viktigste vinterbeite. Vest for jernbanen er de i langsom gjenvekst etter nedbeitingen fram til ca 1965. Øst for jernbanen er lavdominerte rabbsamfunn landskapspregende og inntar 25–40%, i blant ennå mer, av fjellsidene. Siden de dekker terrengets rygger gjør de mye av seg.

På næringsfattig mark får en greplynghei, på næringsrik reinrosehei. Under ellers like forhold vil næringsrik mark være mer finkornet og har bedre vannhusholdning. Reinroseheiene har derfor større innslag av moser. Men innslaget av lav kan også her iblant bli landskapspregende.

Matter av busklav består i denne sammenheng av flere arter, fjelltagg, rabbeskjegg, gulskinn,

fjellreinlav, kvitkrull og saltlav er de viktigste. De ligner torvmoser på den måten at det meste av sin mineraltilførsel får de fra nedbøren og de er flerårige og akkumulerer mineralstoffer som følger med regnet. Alle lavarter er følsomme for gasser som rammer deres fotosyntese, svoveldioksyd, ozon og fluor. Jo større relativ overflate de har jo mer følsomme er de. På marken vil rabbsamfunnenes arter som her er nevnt være viktige indikatororganismer. På grunn av sin betydning som reinbeite er de dessuten "forbindingsledd" i en næringskjede som ender med mennesket.

Snødekkets mektighet og varighet gir lesider og snøleier beskyttelse mot nedfall i lange perioder hvert år. Med smeltevannet kan deponi fra vinteren følge overflateavrenningen å ha liten mulighet for å bli akkumulert i gjennomvåt jord, moser og lav.

Rabbenes vegetasjon har i sammenligning lang eksponeringstid mot forurensende nedfall. Ofte vil dessuten humus, moser og lav være tørre og ha stor oppsugningsevne for våtdeponert nedfall.

5.1.1.4 Dokumentasjon av vegetasjon og flora

Dovrefjells spesielle flora har vært kjent i over 200 år. G. C. Oeders Flora Danica (1761–1770) inneholder allerede fra første hefte fjellplanter herfra. Det var ham som først dro europeiske fagbiologers oppmerksomhet til dette frodige og artsrike fjellområde. En lang rad publikasjoner er siden resultatet av norske, nordiske og andre botanikers virksomhet. Det siste er monumentalverket over 109 norske fjellplanters utbredelse med kart for hver art (målestokk ca 1:7 mill) (Gjærevoll 1990). Figurene er hentet fra dette standardverket.

Til en fagbotanisk ekskursjon som var en del av den 14. Internasjonale botaniske kongress, Berlin 1987, ble det utarbeidet en fører som gir oversikt over de viktigere trekk ved geologi og klima, flora og plantegeografi (Bretten og Gjærevoll 1987).

Den nordlige–nordøstlige delen er idag Dovrefjell nasjonalpark og det er denne som er best dokumentert både ved publiserte og ikke publiserte arbeider. Noen arbeider er sitert og derfor med i litteraturlisten. Disse kan tjene som innfallspor til det store materiale som foreligger fra de siste vel 200 år.

Ved Kongsvold Biologiske stasjon (KBS) er påbegynt en bibliografi som dekker naturfaglige arbeider

som behandler Dovrefjell nasjonalpark. Den er ajour til 1986 og arbeidet fortsetter.

Jordregisterinstituttet (NIJOS) har 1985, feltarbeid 1981–83, utgitt vegetasjonskart i målestokk 1:50 000, kartblad Snøhetta 1519 IV i NGO M711 serie. Det dekker knapt 150 km² av de ialt 330 km² av nedfallssonen. Dette er imidlertid den delen som på grunn av vindretningene, gjennom året vil få mest nedfall.

3.5 km² i lia på Søndre Knutshøs vestsida er kartlagt i 1:7 000 som semesteroppgave (Pedersen 1980).

Flere hovedfagsoppgaver (Universitetene i Oslo og Trondheim) har behandlet ulike sider ved vegetasjon og flora i løpet av de siste 10–15 år. Disse finnes i KBS-bibliografien.

Det finnes mange, bare delvis publiserte, undersøkelser som vil kunne være nyttige ved en mer omfattende dokumentasjon av dagens forhold eventuelt ved en overvåkning av plantelivet. Tallrike, detaljerte beskrivelser av plantesamfunn (bestandsanalyser) er utført av Nordhagen, Gjærevoll, Bretten og andre i området. Disse kan lokaliseres og rebeskrives. Gaare har i forbindelse med undersøkelser av reinens vinterbeiter et sett med faste rabber på Hjerkinhø, Vålåsjøhø og flatene øst for Kolla som er detaljert beskrevet 1966, 1970, 1977 og 1987. Det er også utført en flytaksering av villreinbeitene i 1987. Dette materialet er foreløpig ikke gjort opp.

Vegetasjonstypene og deres klassifikasjon er behandlet av flere, (Dahl 1956), (Nordhagen 1943), (Gjærevoll 1956). Samlet danner de grunnlaget for forståelsen av norsk fjellvegetasjon. De to siste har flere analyser fra området.

5.1.1.5 Litteratur

- Bretten, S. og Gjærevoll, O. 1987. Excursion guide. The high mountain flora and vegetation of central Norway 4 to 10 August 1987. XIV Intern. Bot. Congr. Excursion no 30. Berlin. (Faglig oppdatert oversikt over geologi, klima, flora og vegetasjon.)
- Dahl, E. 1956. Rondane. Mountain vegetation in South Norway and its relation to the environment. – Skr. Norske vitensk. akad. i Oslo I, Mat.–nat.kl 1956,3.1–373.
- Dannevik, 1968. Fjellboka. Vær, vind og snø i Norges fjellstrøk. Nordanger. 1–102.
- Gjærevoll, O. 1952. Floraen på Dovre. Den norske turistforenings årbok:53–63. Populær oversikt over

floraen.

- Gjærevoll, O. 1956. The plant communities of the Scaninavian alpine snow beds.– K.norske vidensk. selsk. skr. 1956 nr 1. 1–405.
- Gjærevoll, O. 1990. Alpine plants. In Berg, R.Y., Fægri, K., Gjærevoll, O. (eds) Maps of distribution of Norwegian vascular plants. Vol II, 126 pp + 122 maps. Tapir, Trondheim. (Vitenskapelig dokumentasjon over ca 250 fjellplanters utbredelse i Norge. Et plantegeografisk standardverk.)
- Nordhagen, R. 1943. Sikilsdalen og Norges fjellbeiter. – Bergens mus. skr. 22. 1–607.
- Pedersen, H.C. 1980. Vegetasjonskartlegging og flybildetolkning av et sub- til lavalpint område i Dovrefjell nasjonalpark, Oppdal; Sør-Trøndelag. Upubl semesteroppgave, Univ. i Tromsø. (Kartet kan lånes fra forfatteren, det finnes bare i begrenset opplag).
- Dahl, E, Elven, R., Moen, A. og Skogen, A. 1986. Vegetasjonsregioner. Nasjonalatlas for Norge, Hovedtema: Vegetasjon og dyreliv, Kartblad 4.1.1. Statens kartverk.

5.1.2. Miljøgifter

Av: Eiliv Steinnes
Universitetet i Trondheim, AVH
Kjemisk institutt
7055 Dragvoll

Begrepet miljøgifter omfatter vanligvis giftige tungmetaller og persistente organiske mikroforurensninger. En generell oversikt over forekomster av 18 utvalgte miljøgifter i terrestrisk miljø i Norge er gitt av Steinnes og Brevik (1987) basert på tilgjengelige data fram til 1986. For det geografiske området som er definert å være av primær interesse i denne rapporten, finnes det imidlertid svært få data. For å kunne anslå sannsynlige belastningsnivå, er det derfor nødvendig å bruke kunnskap fra regionale kartleggingsprosjekter.

De to viktigste gruppene av organiske miljøgifter regnes å være polyklorerte forbindelser og polynukleære aromatiske forbindelser (PAH). PAH skrives seg fra forbrenningsprosesser, vanligvis som resultat av menneskelig aktivitet, men kan også oppstå naturlig f.eks ved skogbranner. Persistente polyklorerte forbindelser finnes ikke i naturen, og skrives seg således utelukkende fra menneskelig virksomhet. De polyklorerte forbindelser eller grupper av forbindelser som påtreffes i naturen i stort omfang er DDT, polyklorerte bifenyler (PCB), heksaklorbensen (HCB) og heksaklorsykloheksan (HCH). Det finnes ingen målinger av organiske miljøgifter i vegetasjon eller jordsmonn i nærområdet

til Hjerkin, og svært få data for terrestrisk miljø i Norge overhodet.

På Sørlandet og i nærheten av smelteverk er det påvist en viss forurensning av jordsmonnet med PAH mens det i Midt-Norge ble funnet svært lave verdier (Aamot *et al.* 1991). Det er sannsynlig at PAH-nivåene i Hjerkinområdet også generelt er meget lave, bortsett fra en viss lokal påvirkning fra riksvei E-6. Når det gjelder de nevnte klorerte forbindelsene, antyder analyser av lav at det skjer en viss atmosfærisk langtransport både inn til Norge fra andre områder og innenfor landets grenser (Carlberg *et al.* 1983), men registrerte nivåer andre steder i Midt-Norge tyder ikke på at Dovre-området skulle være særlig belastet.

Når det gjelder tungmetaller i vegetasjon og jordsmonn, kan disse skrive seg fra:

- naturlige forekomster
- lokal forurensningskilder
- atmosfærisk langtransport.

Også når det gjelder tungmetallbelastning, finnes det svært få direkte registreringer av nivåer i jord og vegetasjon nær Hjerkin. Det er derfor vanskelig å si særlig mye om bidrag fra naturlig forekomst og lokal forurensning. Eventuelle bidrag fra atmosfærisk langtransport er det imidlertid mulig å anslå med relativt stor grad av sikkerhet ut fra regionale undersøkelser.

5.1.2.1 Nedfall av tungmetaller fra atmosfærisk langtransport

De sørligste deler av Norge er relativt sterkt påvirket av tungmetallnedfall fra forurenset luft som skriver seg fra andre deler av Europa. Dette har ført til betydelig forurensning av naturlig jordsmonn og vegetasjon (Steinnes 1987). De midtre delene av landet er vesentlig mindre påvirket, men heller ikke her kan denne kilden til tungmetallforurensning neglisjeres.

Det er ved to anledninger gjennomført landsomfattende kartlegging av tungmetallnedfall i Norge basert på analyse av terrestrisk mose (Steinnes *et al.* 1988). Mosen mangler rotsystem og er derfor en god oppsamler av stoffer som er tilført fra luft og nedbør. Relative nedfallsverdier fra mose-analyser kan konverteres til absolutte nedfallsrater ved kalibrering mot konsentrasjoner målt i luft og nedbør. I Tabell 5.1.2-1 finnes en sammenlikning av verdier for nedfall av enkelte tungmetaller i Dovre-området og i området rundt Birkenes i Aust-Agder. Verdiene for Dovre er et gjennomsnitt av 10

Tabell 5.1.2-1. Nedfall av utvalgte tungmetaller fra atmosfæren: Representative verdier for Sørlandet (Birkenes) og Dovre-området (mg/m² år)

	Pb	Cu	Cd	As	Sb	Hg
Sørlandet						
1975	20±3	2.6±0.5	0.29±0.04	1.1±0.4	0.6±0.2	
1983	10±2	1.9±0.5	0.14±0.04	0.7±0.2	0.4±0.1	0.03
Dovre						
1975	1.4±0.7	0.8±0.2	0.04±0.02	0.12±0.04	0.05±0.03	
1983	0.7±0.4	0.7±0.2	0.02±0.01	0.10±0.05	0.04±0.02	0.01

prøvepunkter som ligger innenfor en radius av ca. 50 km fra Hjerkin. Kalibreringen er gjort mot data fra Birkenes for Pb i nedbør (SFT 1989) og konsentrasjoner av de aktuelle tungmetallene i luft (Amundsen *et al.* 1991). Det er dessuten anslått nivåer for Hg basert på et mer begrenset materiale (Steinnes og Andersson 1991). En ser at nedfallet generelt er vesentlig lavere i Dovre-området enn på Sørlandet, for enkelte metaller er forskjellen mer enn en faktor på 10. Det er videre en klart nedadgående tendens fra midt på 1970-tallet til begynnelsen av 1980-tallet. Den videre utviklingen vil bli klarlagt når analysedata fra en tilsvarende landsomfattende mose-innsamling i 1990 foreligger i nær framtid.

I begge de to tidligere landsomfattende mose-undersøkelsene var det med ett punkt innenfor interesseområdet på Hjerkin, ca. 300 m øst for E-6 nær Grønbakken. Dataene tyder på et visst lokalt nedfall av Cu, og muligens også Cd. En mulig kilde for dette er Folldal verks anlegg på Hjerkin.

5.1.2.2 Tungmetaller i jordsmonn

Tungmetallnivåer i jordsmonn vil normalt være dominert av sammensetningen av det mineralmaterialet jorda består av. I humus-sjiktet, de øverste 5–10 cm av naturlig jordsmonn, kan imidlertid bidrag fra lokal eller langtransportert luftforurensning i visse tilfeller overskygge lokale variasjoner. Dette forholdet illustreres i Tabell 5.1.2-2., der data fra en landsomfattende kartlegging utført i 1985 er sammenstilt på tilsvarende måte som nedfallsdataene i Tabell 5.1.2-1. Det er gitt gjennomsnittsverdier for innhold av metallene Pb, Cu, Zn og Cd i humus-sjiktet (2–5 cm dypde) og undergrunnsjord (60–80 cm dypde) fra 10 lokaliteter i Dovre-området innenfor en avstand på ca 50 km fra Hjerkin, og fra et tilsvarende stort område på Sørlandet. Humus-sjiktet er særlig viktig for opptak i vegetasjonen

fordi mange planter har en vesentlig del av rotmassen innenfor dette jordlaget. Tabell 5.1.2-2 illustrerer flere forhold. For det første er forholdet mellom konsentrasjonen i humus-sjiktet og den

Tabell 5.1.2-2. Konsentrasjonsnivåer av utvalgte metaller (mg/kg) i naturlig jord på Sørlandet (Birkenes) og Dovre-området.

	Pb	Zn	Cu	Cd
Sørlandet				
Humus (2-5cm)	158±16	104±23	15±5	2.4±0.4
Mineraljord (60-80cm)	16±6	40±19	25±15	<1.0
Humus/mineraljord	10	2.6	0.60	>2.4
Dovre				
Humus (2-5cm)	13±6	40±20	8±4	<0.7
Mineraljord (60-80cm)	12±6	30±16	47±35	<1.0
Humus/mineraljord	1.1	1.3	0.17	-

underliggende mineraljorda høyere på Sørlandet enn på Dovre for samtlige elementer, noe som i hovedsak kan tilskrives bidrag fra atmosfærisk langtransport til det øverste jordlaget. Dette er særlig viktig for Pb. Vi ser dessuten at forholdet humus/mineraljord på Dovre er vesentlig høyere for Zn enn for Cu, noe som har sammenheng med høyere opptak av Zn i plantene og dermed større bidrag av Zn til humuslaget fra dødt plantemateriale. Vi kan dessuten merke oss at nivåene i mineraljorda ikke er særlig forskjellige i gjennomsnitt i de to landsdelene, men konsentrasjonen av Cu er høyere og mer variabel på Dovre, noe som må forventes å gi seg utslag også på konsentrasjonsnivåene i høyere vegetasjon.

5.1.2.3 Tungmetaller i vegetasjon

Heller ikke her foreligger det data fra det primære interesseområdet rundt Hjerkin, men vi kan også i dette tilfelle foreta enkelte anslag. Det er vist at høyere vegetasjon på Sørlandet har vesentlig høyere innhold av langtransporterte tungmetaller enn i Trøndelag. For Pb og Cd ligger Sørlandet opptil 5 ganger høyere, for Zn ca. dobbelt så høyt, mens Cu ikke viser noen forskjell av betydning (Solberg og Steinnes 1983). På Dovre, der bidrag fra atmosfærisk langtransport ikke skiller seg særlig fra Trøndelag, må det kunne forventes låge nivåer av Pb i høyere planter, mens innholdet av Zn, Cu og muligens Cd vil avhenge av variasjonen i mineraljorda og trolig stedvis vise høye nivåer.

Spesiell interesse knytter seg til lavfloraen når det gjelder miljøgifter, ettersom lav er den dominerende føden for reinsdyr i store deler av året. På tilsvarende måte som for mose forsynes lav med metaller og andre kjemiske stoffer fra atmosfæren. Tidligere undersøkelser tyder på at konsentrasjonen av de fleste metaller i våre vanlige arter av reinlav ligger nær opp til nivåene i etasjehusmose (Steinnes 1977). De nivåene som er påvist i Dovre-området i forbindelse med landsomfattende moseundersøkelser indikerer følgende nivåer i reinlav: Zn, 25 ppm; Cu, 5 ppm; Pb, 5 ppm; As, 0.2 ppm; Cd, 0.1 ppm; Sb, 0.1 ppm. Dette er i utgangspunktet låge verdier som ikke skulle medføre noen betydelig belastning for reinen.

5.1.2.4 Litteratur

- Aamot, E., Schmid, R. and Steinnes, E. 1991. PAH in natural surface soils in Norway. – Manuskript under utarbeidelse.
- Amundsen, C.E., Hanssen, J.E., Semb, A. and Steinnes, E. 1991. Long range atmospheric transport of trace elements to southern Norway. – Atmos. Environ., submitted.
- Carlberg, G.E., Baumann Ofstad, E. Drangsholt, H. and Steinnes, E. 1983. Atmospheric deposition of organic micropollutants in Norway studied by means of moss and lichen analysis. – Chemosphere 12:341–356.
- Solberg, W. and Steinnes, E. 1983. Heavy metal contamination of terrestrial ecosystems from long-distance atmospheric transport. – Proc. int. conf. Heavy metals in the environment, Heidelberg, Vol.1:170–173.
- Statens forurensningstilsyn 1989. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport 1988. – Statlig program for forurensningsovervåking, Rapport 375/89.
- Steinnes, E. 1977. Atmospheric deposition of trace elements in Norway studied by means of moss analysis. – Report KR-154, Institutt for atomenergi, Kjeller.
- Steinnes, E. 1987. Impact of long-range atmospheric transport of heavy metals to the terrestrial environment in Norway. – In: Hutchinson, T.C. and Meema, K.M. (eds.), Lead, mercury, cadmium and arsenic in the environment. John Wiley & Sons, New York, pp. 107–117.
- Steinnes, E. og Brevik, E. 1987. Miljøgifter i terrestrisk miljø i Norge. – SFT – rapport nr. 83, Statens forurensningstilsyn.
- Steinnes, E., Frantzen, F., Johansen, O., Rambæk, J.P. og Hanssen, J.E. 1988. Atmosfærisk nedfall av tungmetaller i Norge. Landsomfattende undersøkelser 1985. – Statlig program for forurensningsovervåking, Rapport 334/88.

Steinnes, E. and Andersson, E.M. 1991. Atmospheric deposition of mercury in Norway: Temporal and spatial trends. – Water, Air, Soil Pollut., in press.

5.1.3 Epifyttisk lav

Av: Inga Elise Bruteig
Botanisk institutt, AVH
Universitetet i Trondheim
7055 DRAGVOLL

Lavkartlegging har i lang tid vore ein anerkjent og mykje brukt metode i forureiningsstudiar. Dette fordi ein ved ei rekkje undersøkingar har kunne påvist samanhengen mellom utbreiing av lavartar og graden av luftforureining (Ferry et al. 1973, Hawksworth & Rose 1976).

Årsaken til at lav er særleg utsett for forureining, ligg mellom anna i at lav ikkje har noko rotsystem, og derfor er avhengig av vatn og næringsemne som blir tilført med vind og nedbør. Samanliknar ein t.d. med karplanter, så er desse verna mot forureiningar både gjennom bufferverknader i jorda, ved kutikula og ved selektivt ioneopptak gjennom røtene. Lav reagerer på luftforureining både ved morfologiske endringar (misfarging m.m.), dårleg vekst, eller ved å døy heilt ut. Resistensen overfor luftforureining er artsspesifikk. Dette gjer at ein kan bruke artssamansetjing og utbreiing som eit mål på luftkvaliteten i undersøkingsområdet.

"Det interessante for biologiske systemer er ikke de absolutte konsentrasjoner eller nivåer, men den økologiske effekt en el. flere miljøgifter kan få" slår Konsekvensutredningsprogrammet fast fleire gonger. Det er derfor naturleg å inkludere undersøkingar av lav, som er av dei mest sensitive organismane. Årsaken til at ein gjerne vel epifyttar (– som veks på andre planter, oftast tre) i forureiningsstudiar, ligg for det første i at desse oftast er mest sårbare, og at dei er lite utsett for andre, vanskeleg kontrollerbare faktorar (t.d. tråkk, beite). Epifyttfloraen varierer med treslaga (Barkman 1969, Mattsson 1988), og i ein slik samanliknande studie vil det vere viktig å halde seg til eitt og same treslag.

I samband med denne Fase 1 av konsekvensutgreiinga, er det utført fleire litteratursøk på dette emnet (epifyttisk lav i monitoring/epifyttisk lav og forureinings sensitivitet/epifyttar på bjørk). Dette for å kunne gje ein meir solid basis for forventar og framlegg til kartleggings–metodikk.

5.1.3.1 Biogeografisk oppsummering

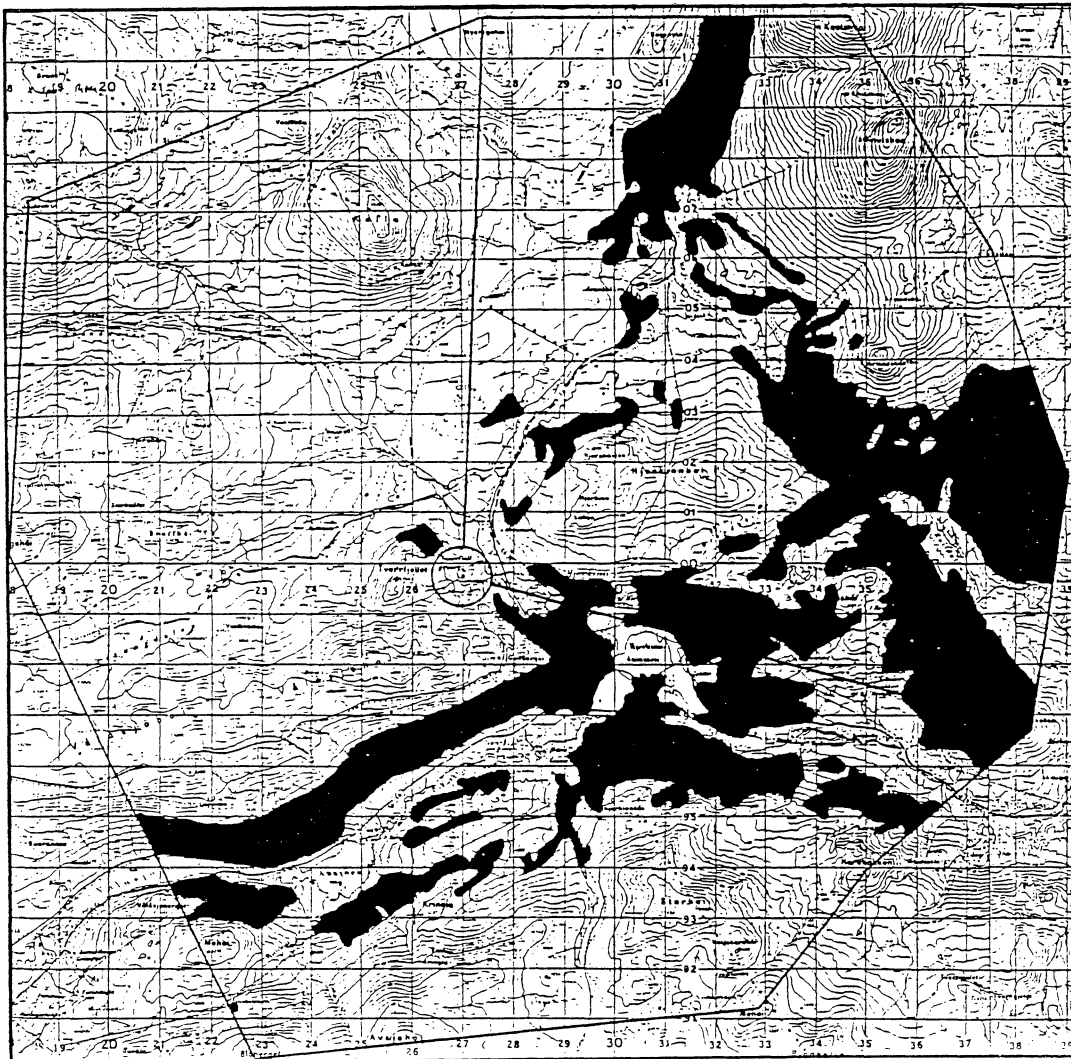
Bjørkeskog

Ein gjennomgang av vegetasjonen i området (Jordregisterinstituttet 1982, 1985, Simen Bretten, pers.medd.), viser at bjørk er det einaste treslaget i området av særleg omfang. Utbreiinga av fjellbjørkeskog innan undersøkingsområdet er vist i Figur 5.1.3-1. Fjellbjørkeskog er dominerande vegetasjonstype i store delar av dalbotnane og opp til omlag 1100 m o.h. Med unntak av eit mindre område på nordsida av Tverrfjellet, er det lite bjørkeskog i sektoren nordvest for anlegget. Derimot er det større felt både i nordaust, aust og sør. Som referansefelt utafor undersøkingsområdet, kan ein t.d. bruke Vinstradalen. Dette er eit skjerma dalføre ca. 30 km nord-aust for anlegget, som har tilsvarande fjellbjørkeskog som her.

Etter standard for vegetasjonskartlegging i Noreg (Fremstad & Elven 1987) kan skogtypene i området klassifiserast dels som A: Lav/mose- og lyngskogvegetasjon og dels som C: Storbregne- og høgstaudeskogvegetasjon. Gruppe A omfattar ulike typar lågproduktiv skog på næringsfattig mark, medan ein i gruppe C finn rikare skogstypar med høg produksjon. Innan undersøkingsområdet finn ein følgjande typar:

- A1b Lavskog – ein svært tørr skogtype knytt til grunn mark eller grove, veldrenerte avsetningar. Jordsmonnet er jernpodsol med relativt tynn råhumus over eit sterkt utvaska bleikjordsjikt. Typen er ekstremt næringsfattig og har dominans av reinlav og fjellkrekling, ofte med innslag av røsslyng.
- A2b Tyttebærskog – står mellom lavskog og blåbærskog når det gjeld markfuktigheit og næringsstilgang. Jordsmonnet er framleis jernpodsol med relativt tynt råhumussjikt. Feltsjiktet er dominert av tyttebær og fjellkrekling, med innslag av blokkebær og blåbær. Til skilnad mot lavskogen dominerer mosar botnsjiktet.
- A3b Røsslyng-blokkebærskog – finn ein gjerne på noko fuktigare mark, ofte med torvaktig råhumus. Typiske artar er dvergbjørk, fjellkrekling, blålyng, blomsterlav, storvrenge.
- A4c/d Blåbærskog – finn ein på middels næringsfattig, frisk grunn – jernpodsol med svært sur råhumus. Undervegetasjonen består av blåbær, saman med ein del lite krevjande urter og gras og eit tett mosedekke og ofte islandslav i botnen.
- A5c Småbregneskog – finst på noko meir næringsrik og fuktig grunn og med mindre sur råhumus enn blåbærskogen. Typen har oftast småbregne-dominans.

- C2a Høgstaude-fjellbjørkeskog – er ein svært produktiv type som finst på næringsrik grunn, ofte i lier og drag med tilførsel av friskt sigevatn. Dominans av høge urter (t.d. mjødurt, enghumleblom, setergråurt, kvitblattistel) og bregner. Dårleg utvikla botnsjikt.
- C2b Lågurt-fjellbjørkeskog – finn ein på noko tørrare mark enn førre type. Men det er framleis ein frodig skog, med m.a. sjuskjære, tågebær og hengjeaks. Botnsjikt av mosar.



Figur 5.1.3–1. Utbreiinga av bjørkeskog innan undersøkingsområdet for miljøprogrammet.

Lav på bjørk

Litteratursøk tyder på at det er gjort få studiar av epifyttar på bjørk. Dette kjem truleg av at bjørk har ein heller fattig lavflora med tanke på artsdiversitet. Dette kjem vesentleg av eigenskapar ved

Tabell 5.1.3–1 Liste over lavartar som ein kan vente å finne på bjørk i Hjerkin-området.

Busklav:	
<i>Alectoria sarmentosa</i>	gubbeskjegg
<i>Bryoria capillaris</i>	bleikskjegg
<i>B. fuscescens</i>	mørskkjegg
<i>B. pseudofuscescens</i>	narreskjegg
<i>B. simplicior</i>	buskskjegg
<i>Usnea filipendula</i>	hengestry
<i>Usnea lapponica</i>	pulverstry
<i>Usnea subfloridana</i>	piggstry
Bladlav:	
<i>Cetraria chlorophylla</i>	vanleg kruslav
<i>C. pinastri</i>	gullroselav
<i>C. sepincola</i>	bjørkelav
<i>Hypogymnia austerodes</i>	seterlav
<i>H. physodes</i>	vanleg kvistlav
<i>H. tubulosa</i>	kulekvistlav
<i>Parmelia exasperata</i>	vortelav
<i>P. glabratula</i>	stiftbrunlav
<i>P. olivacea</i>	snømållav
<i>P. omphalodes</i>	brun fargelav
<i>P. saxatilis</i>	grå fargelav
<i>Parmelia septentrionalis</i>	falsk snømållav
<i>P. subeurifera</i>	brun barklav
<i>P. sulcata</i>	bristlav
<i>Parmeliopsis aleurites</i>	furustokklav
<i>P. ambigua</i>	gul stokklav
<i>P. esorediata</i>	
<i>P. hyperopta</i>	grå stokklav
<i>Platismatia glauca</i>	papirlav
<i>Xanthoria candelaria</i>	grynmessinglav
Skorpelav:	
<i>Buellia disciformis</i>	<i>Lecidea sp.</i>
<i>B. griseovirens</i>	<i>L. pullata</i>
<i>Haematomma elatinum</i>	<i>Mycoblastus affinis</i>
<i>Hypocenyomyce leucococca</i>	<i>M. sanguinarius</i>
<i>Lecanora sp.</i>	<i>Ochrolechia androgyna</i>
<i>L. coilocarpa</i>	<i>O. microstictoides</i>
<i>L. symmicta agg.</i>	<i>O. pallescens</i>

bjørkeborken: låg pH, liten vasslagringskapasitet, glatt og hard og med tendens til å sprekke opp og skrelle av (Currall 1981). Trass i dette har Coppins (1984) registrert i alt 235 lavartar epifyttisk på bjørk i Storbritannia.

Dovrefjell-området har gjennom tidene vorte grundig undersøkt av botanikarar, og ei rekkje undersøkingar omfattar også lav. Dette gjeld mellom anna Blytt (1838), Lyng (1921), Frisvoll (1975), Creveld (1981) og Schei (1984). Noka systematisk undersøking av bjørkeskogen i området har likevel ingen av desse. Men ved å kople desse med undersøkingar i Finnmark (Bruteig 1984), Børgefjell (Hilmo & Bruteig 1991) og Drammen (Bruteig 1986), kan vi forvente å finne omlag 25–40 artar, jfr. lista i tabell 5.1.3–1.

Kjemiske analysar

I prosjektframlegget inngår også nokre kjemiske analysar av innsamla materiale: pH i bjørkebork og totalt svovel- og nitrogeninnhald i vanleg kvistlav (*Hypogymnia physodes*). Slike målingar er det etter min kjennskap ikkje gjort i området tidlegare. Normalt har bjørkebork ein pH-verdi i området 3,2–5 (Coppins 1984). I Børgefjell (Hilmo & Bruteig 1990) varierte verdiane frå 3,77 til 4,25, og i dei minst forureina strøka i Aust-Finnmark frå 3,84 til 4,19 (Bruteig 1984). Totalt svovelinnhald (i % av tørrvekt) i Børgefjell varierte frå 0,06 til 0,16, og nitrogeninnhaldet var frå 0,43 til 0,61 %. Det er å vente at verdiane i Hjerkin-området tilsvarar dette.

5.1.3.2 Verknad av miljøgifter på epifyttisk lav

Det finst ein omfattande dokumentasjon og forskning innan feltet lav og luftforureining, og *The Lichenologist* gjev årleg ut bibliografiar over publiserte arbeid (Henderson et al. 1974–1990). Det er særleg i samband med svoveldioksid, hydrogenfluorid og tungmetall-utslepp lav er mykje brukt som bioindikator. Medan det verkar som om laven kan akkumulere svært store mengder tungmetall utan å vise synlege teikn på skade, vil svovel og fluor føre til direkte skade (Nash 1971, Gilbert 1975). Vanlege symptom er misfarging/klorose etterfølgt av nekrose, før thallus smuldrar opp og laven eventuelt dør ut. I kartlegginga er det viktig å ikkje berre registrere førekomst og dekning av artar, men også notere vitaliteten til kvart enkelt individ. Etter fire års drift av søppelforbrenningsanlegget på Heimdal (Trondheim), var artsinventaret rundt anlegget det same, men andelen skadd lav hadde vorte større (Halmø et al. 1988).

Det er gjort ei rekkje forsøk på å liste artar etter forureiningssensitivitet, spesielt i høve til svoveldioksid (Jones 1952, Hawksworth & Rose 1970, Westman 1982, Bruteig 1984, Arndt et al. 1987 m.fl.). Listene blir noko ulike etter substrat og etter kva geografisk området undersøkingane er gjort i. Av artane i Tabell 5.1.3–1 kan ein vente at *Usnea*- og *Bryoria*-artane er dei mest sensitive, kanskje med unntak av *Bryoria fuscescens*, som er rekna for å vere meir resistent. Neste sensitivitesgruppe vil innehalde artar som *Platismatia glauca*, *Parmelia exasperata*, *P. subaurifera*, *Cetraria chlorophylla* og *Parmeliopsis hyperopta*. Blant dei middels resistente artane høyrer *Hypogymnia physodes*, *Parmelia sulcata*, *P. saxatilis*, *Parmeliopsis ambigua* og *Cetraria pinastri*. Både *Parmelia olivacea* og *Cetraria sepincola* er registrert å vere resistente artar, saman med *Ochrolechia androgyna*, *Mycoblastus affinis* og andre skorpelavsartar.

Det er vanskeleg å angje nøyaktig kva konsentrasjonsnivå av dei ulike miljøgiftene som vil føre til skader på dei ulike artane. Hawksworth & Rose (1970) reknar vinterverdiar på under 30 ug/m³ SO₂ som tilstrekkeleg "reint" for dei mest sensitive artane. For ein relativt resistent art som *Hypogymnia physodes* oppgir dei 125 ug/m³ som øvre grense (England og Wales) medan Johnsen & Söchting (1973) angir 90–110 ug/m³ som øvre grense i København-området. Det er å forvente at grensenivåa vil ligge lågare i eit alpint og nordleg området som dette.

Sure gassar (hydrogenklorid, svoveldioksid) kan føre til at pH i bjørkeborken går ned, noko som i seg sjølv kan vere med på å utarme lavfloraen. På den andre sida kan støy bidra til å heve pH.

5.1.3.3 Konklusjon

Ut frå denne analysen av biogeografiske forhold og eventuelle forureiningsskader på lav, vil det vere fornuftig å gjennomføre kartlegging av epifyttisk lav på bjørk omlag som beskrive i prosjektframlegget. På grunn av dei store trebare områda i høgareliggende strøk (Figur 5.1.3–1), ville det truleg også vore interessant å studere verknader på lav som veks på bakken/stein. Dette krev imidlertid ein heilt anna metodikk og analyseopplegg og er ikkje vurdert nærare her.

Etter NILU sine vurderingar (Bøhler 1990) vil nordaustre sektor få hovudmengda av utsleppet frå eit eventmtuelt forbrenningsanlegg. I denne sektoren finst store område med fjellbjørkeskog, og det verkar såleis fornuftig å satse på ei kartlegging av epifyttar på bjørk. Det er rekna med at dette anlegget vil sleppe ut små mengder forureining, og på grunn av at lav er seintveksande og langleva organismar

er dei særleg godt egna til å studere verknader av låge dosar over lang tid.

Det er viktig å velje objektive metodar for utval av prøveflater og undersøkingstre. Av bjørkeskogstypene bør ein truleg unngå høgstaudeutforminga – pga. høgtveksande urter og tilførsel av sigevatn som gjerne gjev eit fuktigare mikroklima. Sensitiviteten overfor luftforureining (spesielt SO₂) er avhengig av fuktigheitstilhøva (Wirth 1987), og for å få samanliknbare forhold bør ein velje prøveflater som er mest muleg like. Av same grunn bør ein også unngå den fuktige småbregneskogen.

5.1.3.4 Litteratur

- Arndt, U., Nobel, W. & Schweitzer, M. 1987. Flechten als bioindikatoren. Möglichkeiten, grenzen und neue Erkenntnisse. – Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Barkman, J.J. 1958. Phytocociology and ecology of cryptogamic epiphytes. – Assen: Van Gorcum.
- Blytt, M.N. 1838. Botanisk reise i sommeren 1836. – Nyt Mag. Naturv. 1: 257–356.
- Bruteig, I.E. 1984. Epifyttisk lav som indikator på luftforureining i Aust-Finnmark. – Hovedfagsoppgåve, Universitetet i Trondheim.
- Bruteig, I.E. 1987. Basisundersøkelse av luftkvaliteten i Drammen 1984–1986. Delrapport A: Lavvegetasjon på bjørk. – NILU OR 45/87.
- Bøhler, T. 1990. Vurdering av spredningsforhold for spesialavfallsanlegg på Hjerkin. – NILU OR 49/90.
- Coppins, B.J. 1984. Epiphytes of birch. – Proceedings of the Royal Society of Edinburgh 85B: 115–128.
- Crevelde, M. 1981. Epilithic lichen communities in the alpine zone of southern Norway. – Bibliotheca Lichenologica 17: 1–288.
- Currall, A.R. 1981. Distribution and succession of epiphytes on birch in North West Scotland. – Ph.D. thesis, University of Aberdeen.
- Ferry, B.W., Baddeley, M.S. & Hawksworth, D.L. (eds.) 1973. Air pollution and lichens. – Athlone Press, London.
- Fremstad, E. & Elven, R. (red.) 1987. Enheter for vegetasjonskartlegging i Norge. – Økoforsk Utred. 1987:1.
- Frisvoll, A.A. 1975. Moseflora og –vegetasjon på steiner og bergvegger i et subalpint område ved Kongsvold, Dovrefjell Nasjonalpark. – Hovedfagsoppgåve, Universitetet i Trondheim.

- Gilbert, O.L. 1975. Effects of air pollution on landscape and land-use around a Norwegian aluminum smelter. – *Environ. Pollut.* 8: 113–121.
- Halmø, G., Klokk, T., Barikmo, J., Møller, M., Schjoldager, J., Bøhler, T., Bruteig, I.E., Steinnes, E. & Skotvold, T. 1988. Miljøvirkninger ved avfallsforbrenning. Forbrenningsanlegget på Heimdal. – SINTEF rapport SFT21 A88096.
- Hawksworth, D.L. & Rose, F. 1970. Qualitative scale for estimating sulphur dioxide air pollution in England and Wales using epiphytic lichens. – *Nature* 227: 145–148.
- Hawksworth, D.L. & Rose, F. 1976. Lichens as pollution monitors. – Edw. Arnold Publ., London.
- Henderson, A. et al. 1974–1990. Literature on air pollution and lichens. – *Lichenologist* 6–22.
- Hilmo, O. & Bruteig, I.E. 1990. Lavkartlegging i referanseområder. Børgefjell. – *Dir. Naturforv.*, in prep.
- Johnsen, I. & Sjøchting, U. 1973. Influence of air pollution on the epiphytic lichen vegetation and bark properties of deciduous trees in the Copenhagen area. – *Oikos* 24: 344–351.
- Jones, E.W. 1952. Some observations on the lichen flora of tree boles, with special reference to the effect of smoke. – *Revue Bryol. Lichenol.* 21: 96–115.
- Jordregisterinstituttet, 1982. Arealressursar for landbruket i nedbørsfeltet til Drivavassdraget og Jora. Kartblad 1519 III Hjerkin.
- Jordregisterinstituttet, 1985. Vegetasjonskart. Kartblad 1519 IV Snøhetta.
- Lynge, B. 1921. Studies on the lichen flora of Norway. – *Vidensk. Selsk. Skr. Mat.–Naturv.* 7: 1–252.
- Mattsson, J.–E. 1988. Lavarnas ekofysiologi – en nyckel till deras uppträdande i naturen. – *Svensk Bot. Tidskr.* 82: 239–256.
- Nash, T.H. 1971. Lichen sensitivity to hydrogen fluoride. – *Torrey Bot. Clut. Bul.* 98: 103–106.
- Nordnes, J. *Parmeliopsis esorediata* comb. nov. i South Norway. – *Nord. J. Bot.* 2: 381–382.
- Schei, A.J.S. 1984. Makrolavfloraen i Dovrefjell nasjonalpark. – *Gunneria* 50:1–117.
- Vrang, E.P. 1935. Bidrag til kjennedomen om Dovres lavflora. – *Kongl. Norske Vidensk. Selsk. Forh.* 7: 8–10.
- Westman, L. 1982. Användning av lavar i kontrollprogram för punktkällor som släpper ut svavel, fluor och metall. – *Naturvårdsverket rapport snv pm 1556.*
- Wirth, V. 1987. The influence of water relations on lichen SO₂-resistance. – In: Peveling, E. (ed.), *Progress and problems in lichenology in the eighties. Bibl. Lich.* 25, pp. 347–350.

5.2 FISK OG NÆRINGSDYR – AKVATISKE INVERTEBRATER

5.2.1 Fisk

Av: Magne Grande¹⁾ og Terje Nøst²⁾

1) Norsk institutt for vannforskning, Postboks 69, Korsvoll, 0808 Oslo 8.

2) Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7004 Trondheim.

5.2.1.1 Innledning

Dovrefjell-området representerer et skille mellom det østenfjellske og nord/vesten-fjellske Norge. Dominerende vannsystem i nord er Driva, som drenerer nordre del av Dovrefjell og søndre del av Trollheimen til Sunndalsfjorden. Fra samløpet mellom høgfjellselvene Svåni og Grisungbekken på Hjerkin er elva ca. 120 km lang ned til sjøen. Vannskille mot øst er ved Hjerkin der Folla som drenerer fra Fokstumyr-området er dominerende vannsystem. Geologisk er området nokså komplekst med dominans av prekambrium gneiser i vest, og rikere kambrosiluriske bergarter i øst.

De naturgitte gradienter vil ha betydning for utbredelse og livsbetingelser for fiskearter og næringsdyr i området. Generelt for Dovrefjell-området eksisterer det imidlertid begrenset dokumentasjon om fiskeribiologiske forhold, mens utbredelse og biologi til flere næringsdyrgrupper er relativt godt kjent (jfr. kap. 5.2.2). Innenfor spesialavfallsanleggets influensområde drenerer både Driva og Folla.

Spesielle fiskeundersøkelser er foretatt i Folla i forbindelse med kontroll og overvåking og avrenning fra gruvevirksomhet i Follidal og på Hjerkin (NIVA 1969, Aanes og medarb. 1983, 1988 og Iversen og medarb. 1987). En har her undersøkt fiskebestanden i Folla fra Avsjøen og nedover til Grimsbu ved hjelp av elektrofiske, stangfiske etc. Bestanden er undersøkt bl.a. med hensyn på størrelse, vekst, ernæring samt effekter av forurensninger. I forbindelse med en undersøkelse av avrenning fra skytefeltet på Hjerkin er det utført en undersøkelse av ørret i Grisungbekken og Svåni med bestemmelser av en rekke av de viktigste tungmetaller (Kjellberg 1988). Dovre fjellstyre har samlet opplysninger om fiskeforhold i flere innsjøer i nedbørfeltet og disse er oversendt av fiskeforvalter Jostein Skurdal, Fylkesmannen i Oppland, Miljøvernveddelingen og Dovre fjellstyre, Dombås. I Drivavassdraget finnes bare dokumentasjon om fiskestatus fra den lakseførende del og enkelte sidevassdrag. Informasjon om fiskestatus innenfor influensområde til spesialavfallsanlegget er gitt av amanuensis Simen Bretten ved Kongsvold Biologiske stasjon.

Tabell 5.2.11. Fiskeforhold i innsjøer og elver i spesialavfallsanleggets influensområde. Ø=ørret, H=harr, R=røye, L=lake, K=ørekyte, S=steinsmett, ha=hektar=0.01 km².

Lokalitet	Fiskearter	Areal- strekning	Kommentarer
Drivavassdraget			
Driva	Ø	10 km	Sportsfiske, stor bestand av småørret
Kaldvella	Ø	8 "	
Svåni	Ø	10 "	Sportsfiske, bestand av småørret
Stridåi	Ø	4 "	" " " "
Grisungbekken	Ø	9 "	" " " "
Einøvlingvatn	R	33 ha	Overbefolket av røye, litt utsatt ørret
Dragtjern	Ø	1 "	Stor bestand av ørret
Gåvålivatn	ØR	23 "	" " " " , utsatt røye
Follavassdraget			
Vålåsjøen	Ø,H,K,S	129 ha	Sportsfiske, garnfiske, tett bestand, harr, ørret
Avsjøen	"	125 "	" , tett bestand. harr, ørret
Haukskardtjern	Ø	24 "	" , oter etc., middels tett bestand ørret
Sautjerna	Ø	15 "	Vinterdødelighet (?)
Veslehjerkinnstjern N	HØ	10 "	Sportsfiske. Tett bestand
Veslehjerkinnstjern S	HØ	5 "	Vinterdødelighet (?)
Fisketjern	Ø	9 "	Ørret, middels tett bestand
Kvitdalsvatnet,nordre	Ø	25 "	" , " " "
Kvitdalsvatnet,søndre	Ø	10 "	" , tett bestand (mye småfisk) 1972
Kvita	Ø	4 km	" " "
Folla	Ø,H,K,L,S	15 "	Sportsfiske. Tett best., til dels stor ørret og harr
Total innsjøareal		394 ha	
Total elvestrekning		60 km	

Både Driva og Folla er fiskerike vannsystem. Flere innsjøer, bekker og mindre elver innenfor området som renner ut i disse er også fiskeførende. I Tabell 5.2.1-1 er oppført de viktigste innsjøer og elver samt noen data vedrørende fiskeforhold.

5.2.1.2 Beskrivelse av de enkelte lokaliteter

Drivavassdraget

Driva. Hovedvassdraget bærer navnet Driva opptil samløpet med Kaldvella fra vest. Driva er

lakseførende og er det vassdrag i Norge som fører laksen høyest opptil 550 m o.h. ved Magalaupet i Drivdalen. I de senere år er imidlertid vassdraget blitt infisert av lakseparasitten *Gyrodactylus salaris*. Oppover Drivdalen har elva et varierende forløp med hyppige partier med småstryk. I hele denne elvestrengen finnes ørret og en god del synes å være utvandret sjøfisk. De øvre ca. 10 km av Driva ligger innenfor influensområde til spesialavfallsanlegget og har stor bestand av ørret. Gjennomsnittsvekten på ørret tatt med stangredskap er 200–250 g.

Svåni – Grisungbekken. Ovenfor samløpet med Kaldvella har hovedvassdraget navnet Svåni, som ved Hjerkin dreier vestover inn Svånådalen. Grisungbekken har samløp med Svåni ved Hjerkin fra Grisungdalen i sørvest. I begge disse elvene vil ca. 10 km ligge innenfor influensområde til spesialavfallsanlegget. Både Svåni og Grisungbekken har bestander av ørret.

Kaldvella er et sidevassdrag til Driva fra vest innover Dovrefjell nasjonalpark. Etter ca. 8 km deler elva seg i to, en gren fortsetter Stroplsjødalen via Stropla og en gren går nordover mot Kaldvellsjøen (1229 m o.h., 0.26 km²). Kaldvella har en jevn god bestand av ørret og det tas mye utvandret sjøfisk her. I slutten av 1970-årene er det foretatt prøvofiske med garn i Kaldvellsjøen og i de senere år har det foregått jevnlig fiske som viser at det er gode livsbetingelser for ørret. Det er påvist skjoldkreps, *Lepidurus arcticus*, som er et attraktivt næringsdyr for ørret. Det er også foretatt jevnlig fiske i Stroplsjøen, men her er kvaliteten på fisken dårligere.

Gåvålivatn – Dragtjøna henger sammen og ligger nær vannskillet i sørøst. Det er tett bestand av ørret i Gåvålivatn. I 1990 ble det dessuten satt ut røye i systemet.

Einøvlingvatnet er et høytliggende vann som ligger ved vannskillet i sørvest (1384 m o.h., 0.32 km²). Innsjøen er Norges høyestliggende røyevatn og det er sterkt overbefolket av denne arten. Det har også en tynn bestand av utsatt ørret. Fiskens ernæring består bl.a. av skjoldkreps, linsekreps, snegl, muslinger og insekter. Et utfiskingsprosjekt er foretatt. Innsjøen ble sist prøvofisket i 1988. Resultatene viste en minskning i fangstene og øking i gjennomsnittsstørrelsen av fisken.

Follavassdraget

Vålasjøen er den øverste større innsjøen i Follavassdraget. Den ligger i en høyde av 936 m o.h. og har et areal av ca. 129 hektar. Vannet er prøvofisket flere ganger. Innsjøen har en bestand av ørret.

harr, ørekyte og steinsmett, men det er bare de to første artene som er gjenstand for fiske. Bestanden av harr og ørret kan karakteriseres som svakt overbefolket.

Vanlig fiskestørrelse er 100–300 gram, men enkelte store eksemplarer på over 1kg fiskes av og til. Fiskens ernæring består bl.a. av marflo, linsekreps, dafnier, muslinger, insekter og fisk. Fisken er av god kvalitet. Fisket foregår vesentlig som sportsfiske og det selges fiskekort.

Avsjøen, ca. 1.5 km nedenfor Vålåsjøen, ligger 927 m o.h. og har et areal av 125 hektar. Innsjøen er prøvefisket flere ganger. Også her finnes ørret, harr, lake, ørekyte og steinsmett. Bestanden av harr og ørret er tett. Fiske er av god kvalitet og vanlig størrelse er 150–350 gram. Fiskens ernæring består bl.a. av marflo, dafnier, snegl og insekter. Fisket foregår vesentlig som sportsfiske. Merkeforsøk av 80 gytende harr utført av NIVA ved utløpet av Avsjøen i 1969 viste en gjenfangst på 30 %, hvorav 1 ble gjenfanget i Folla nær Hegglingen. Siste gjenfangst skjedde i 1972. Resultatene tydet dengang på relativt stor beskatning og liten vandring nedover vassdraget.

Haukskartjern (som har avløp til Avsjøen) ligger 1092 m o.h. og har et areal av 24 hektar. Det er foretatt prøvefiske flere ganger. Innsjøen har en middel tett bestand av ørret. Vanlig størrelse på fisken er 25–30 cm med enkelte store fisk (50 cm). Det er problemer med oksygenmangel om vinteren, slik at mye av fisken dør. Fiskens ernæring består bl.a. av skjoldkreps, muslinger og insekter. Det fiskes med sportsfiske, oter og reiv (line) i vannet.

Vesle Hjerkinnstjerna (nordre og søndre) ligger henholdsvis 1245 og 1244 m o.h. og har areal av henholdsvis 5 og 10 hektar. De er prøvefisket flere ganger av Dovre fjellstyre. Fiskebestanden består av ørret og harr og var i 70 årene meget tett eller overbefolket. Vanlig fiskestørrelse var 20–25 cm. (Prøvefiske i 1985 viste imidlertid en svært tynn bestand av ørret av god kvalitet. Problemer med vanntilførselen om vinteren og gjengroing synes å føre til at det meste av fisken i det søndre tjernet har dødd ut. Fiskens ernæring består bl.a. av marflo, linsekreps, muslinger og insekter. Fisket i vannene foregår som sportsfiske og med oter, line og støkroer.

Sautjern ligger 1011 m o.h. og har et areal av 15 ha. Det er foretatt prøvefiske av Dovre fjellstyre. Fiskebestanden består av ørret. Bestanden er liten, da det er dårlige gytemuligheter og problemer med vinterdødelighet pga. oksygenmangel. Fiskens ernæring består bl.a. av marflo, dafnier og insekter.

Fisketjern ligger 939 m o.h. og har et areal av 9 hektar. Det har avløp til Nordre og søndre Kvitdalsvatn som gjennom Kvita renner ut i Folla. Innsjøen er prøvefisket av Dovre fjellstyre. Den har en middels tett bestand av aure med vanlig størrelse på ca. 25 cm. Fiskens ernæring består bl.a. av marflo og insekter. Fisket foregår med garn og stang.

Nordre Kvitdalsvatn ligger 935 m o.h. og har et areal av 25 hektar.

Det er foretatt prøvefiske av vannet i 1972. Det har en forholdsvis tett bestand av ørret med gjennomsnittsstørrelse på ca. 23 cm. Næringen består bl.a. av marflo, linsekreps, snegl, muslinger og insekter. Fisket foregår med garn og stang.

Søndre Kvitdalsvatn ligger 933 m o.h. og har et areal av 10 hektar.

Vannet ble prøvefisket i 1972. Som Nordre Kvitdalsvatn har det en tett bestand av ørret med mye småfisk. Vanlig størrelse er 23 cm. Fiskens ernæring består også her av marflo, linsekreps, snegl, muslinger og insekter. Fiske foregår med garn og stang.

Folla har en tett bestand av ørret og harr samt noe ørekyte, steinsmett og lake. Ørreten dominerer på strekningen fra Avsjøen og nedover mot Strypbekkens munning, mens harren får større betydning på strekningen nedenfor. Elva er godt egnet for sportsfiske og det foregår et betydelig fiske etter ørret og harr med stang. Flue og markfiske har størst betydning. Harren foretar betydelige vandringer i vassdraget, bl.a. ned fra Avsjøen og Vålåsjøen og oppover i Folla fra Glåma. Dette medfører at harren opptrer i perioder på de enkelte strekninger. Ørreten er sannsynligvis mer stasjonær. Både harr og ørret oppnår vekter på omkring 1 kg – av og til større, i elva. Lake har vært fisket i størrelser på flere kilo (3.5), men er relativt sjelden i dag.

Ørekyte og steinsmett tjener i noen grad som næring for lake, muligens også for større ørret og harr. Ørretens og harrens kvalitet er meget god og veksten er god. Fiskens ernæring består i stor grad av insekter med fjærmygg, døgnfluer, steinfluer, vårfluer og knott som de viktigste grupper.

Forurensningene fra gruvevirksomheten har virket negativt inn på fiskeforholdene, spesielt fra Follidal tettsted og i alle fall ned til samløpet med Grimsa ved Grimsbru. Det har her i perioder vært observert død fisk og det er i dag meget lite fisk på strekningen. Forurensningene fra Hjerkin har hatt relativt små effekter overfor fisket.

5.2.1.3 Mulige effekter av utslipp fra spesialavfallsanlegg på fisk

Sure utslipp

Eventuelle sure utslipp vil kunne redusere vassdragenes pH og har effekter på næringsdyr og fisk. Dersom vannets pH synker under 5.5–6, vil viktige næringsdyr som f.eks. snegl, marflo og enkelte døgnflue- og vårfluearter kunne forsvinne (Bækken og Aanes, 1990). Dette vil kunne redusere produksjonen av fisk. Både ørret, røye og harr vil også kunne påvirkes direkte dersom vannets pH synker under ca. 5.5 (Rosseland, 1986). Det samme gjelder de øvrige artene som finnes i Follavassdraget (ørekyte, lake, steinsmett). Relativt små endringer i vannets pH i forhold til den nåværende kan føre til forskyvninger i forholdet mellom arter av næringsdyr og fisk avhengig av deres toleranse overfor lav pH og andre pH-avhengige miljøfaktorer (økende konsentrasjon av labilt aluminium, tungmetaller etc.).

Gunstig i denne sammenhengen er at vannet i de fleste vassdrag på grunn av geologiske forhold har en god syrenøytraliserende kapasitet. Spesielt gjelder dette Follavassdraget, pH-verdiene ligger jevnt over 7 og kalsiumverdiene varierer omkring 4–7 mg Ca/l i de upåvirkede delene av vassdragene.

I Drivavassdraget er det foretatt pH-målinger som viser at det er en klar øst-vest gradient i området (Simen Bretten pers.medd.). Verdiene ligger i overkant av pH 7 i lokaliteter på østsiden av Driva, mens verdiene vestover synker ned mot pH 6. Dette forhold vil avgjort ha betydning for livsbetingelsene for fisk og næringsdyr, noe som nevnte forskjeller mellom Kaldvellsjøen og Stropfsjøen illustrerer, med pH henholdsvis 6,9 og 6,2. De vestre områdene vil således være mere sårbare ved eventuelle sure utslipp.

Metaller

Metaller kan virke giftig på fisk og skade fiskebestander gjennom øket dødelighet, redusert vekst, reproduksjon osv. Viktige næringsdyr kan også bli rammet på samme måte. Metaller kan også akkumuleres i fisk slik at den utgjør risiko ved konsum. Her er det spesielt kvikksølv som har betydning. Kadmium og bly akkumuleres også, men fortrinnsvis i organer som lever, nyrer og beinsubstans som ikke eller bare i liten grad blir spist av mennesker. Metaller som kobber, sink,

krom og nikkel (essensielle, dvs. livsnødvendige) kan fisk til en viss grad regulere mengden av og akkumuleres lite.

I Norge har vi eksempler på skadete fiskebestander som følge av metallforgiftning i gruveforurensede vassdrag. Dette gjelder også Follavassdraget nedenfor Follidal tettsted som er forurenset fra nedlagte gruver i området. Her er kobber det metall som har betydning. Effekter gjør seg gjeldende i konsentrasjoner ned mot omkring $20 \mu\text{g Cu/l}$ som totalverdier (Grande 1991). EIFAC (Den europeiske innlandsfiskekommisjon) har midlertid satt en maksimal akseptabel konsentrasjon til å være $1 \mu\text{g Cu/l}$ (50-prosentile, - løst metall) (Alabaster and Lloyd, 1982). Tilsvarende verdier for krom og nikkel er 25 og $10 \mu\text{g/l}$. Langtidsforsøk med lakserogn og yngel i laboratoriet ga grenseverdier for krom, nikkel og bly på mellom $10\text{--}100 \mu\text{g Cr/l}$, $20\text{--}50 \mu\text{g Pb/l}$ og ca. $50 \mu\text{g Ni/l}$ (Grande and Andersen, 1983). For kadmium har EIFAC fastsatt en maksimal akseptabel konsentrasjon på $0.3 \mu\text{g Cd/l}$ i bløtt vann for laksefisk. Langtidsforsøk med rogn og yngel av laks i bløtt norsk vann ga en grenseverdi for effekter mellom 1 og $5 \mu\text{g Cd/l}$ (Grande og Andersen, 1979).

Bakgrunnsverdier for kvikksølv i ferskvannsfiske antas å ligge opp mot 0.2 mg Hg/kg våtvekt i fiskemuskulatur (Grande, 1987). Det er påvist forhøyede kvikksølvkonsentrasjoner i ferskvannsfisk i Norge. Dette gjelder imidlertid først og fremst i storvokste fiskespisende stammer av ørret samt i rovfisk som gjedde og abbor. Ifølge Rognerud og Fjeld (1991) er det liten sannsynlighet for at en i dag skal kunne finne bestander av småvokst ørret i Norge som det er noen som helst helsemessige betenkeligheter med å benytte som matfisk. Om en får kontinuerlige utslipp av kvikksølv i Hjerkin området kan en imidlertid ikke se bort fra denne muligheten. Det er lite sannsynlig at andre metaller vil ha helsemessige konsekvenser via konsum av fisk.

Kadmium er imidlertid generelt en svært skadelig miljøgift. Størstedelen av biomagnifikasjonen av Cd i limniske næringskjeder synes å skje på de lavere trofiske nivåer, og for fisk er antakelig det direkte opptak fra vannet via gjellene det viktigst. Hvor store mengder Cd som kan akkumuleres før ferskvannsfisk skades, er ikke kjent (Muniz og Aagaard 1990).

Organiske mikroforurensninger

Av organiske mikroforurensninger foreligger et stort antall kompliserte kjemiske forbindelser som kan utøve giftvirkninger og akkumuleres i organismer. Det er utført en del målinger av

slike stoffer i ferskvannsfisk, men nivåene har gjennomgående vært lave, bortsett fra i enkelte områder med større industriforurensninger. Det er ikke i noe tilfelle advart mot å spise fisk fra norske ferskvannslokaliteter som følge av høyt innhold av organiske mikroforurensninger.

Knutzen og Skei (1991) angir antatte høye bakgrunnsnivåer for organiske miljøgifter i laksefisk. For 2, 3, 7, 8-TCDD ekv. (dioksin) bl.a. er angitt 0.002 µg/kg friskvekt.

Dersom det skjer kontinuerlige utslipp av organiske mikroforurensninger fra Hjerkin spesialavfallsanlegg vil den mest sannsynlige konsekvens kunne være akkumulering av stoffene i fisk til nivåer som kan være betenkelig ut fra et helsemessig synspunkt.

5.2.1.4 Litteratur

- Alabaster, J.S. and Lloyd, R. 1982. Water quality criteria for freshwater fish. Butterworths, London, 361 pp.
- Bækken, T. og Aanes K.J. 1990. Bruk av vassdragets bunnfauna i vannkvalitetsklassifiseringen. Nr. 2A. Forsuring. NIVA-rapport (l.nr. 2491), 46 s.
- EIFAC, 1983. Water quality criteria for European freshwater fish. Report on chromium and freshwater fish. EIFAC (FAO) Tech.Pap. 43-31 pp.
- EIFAC, 1984. Water quality criteria for European freshwater fish. Report on nickel and freshwater fish. EIFAC (FAO) Tech.Pap. 45:20 pp.
- Grande, M. 1979. Virkning av kadmium på laksefisk. s. 21-26 i NIVA årbok 1978, Oslo, s. 21-26.
- Grande, M. 1987. "Bakgrunnsnivåer" av metaller i ferskvannsfisk. NIVA-rapport O-85167 (l.nr. 1979). 34 s.
- Grande, M. 1991. Biologiske effekter av gruveindustriens metallforurensninger. NIVA-rapport O-89103 (under trykking).
- Grande, M. og Andersen, S. 1983. Lethal effects of hexavalent chromium, lead and nickel on young stages of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in soft water. Vatten, 39: 405-416.
- Kjellberg, G. 1988. Vannforurensning fra skytefelt, del 1. Forprosjekt vedrørende eventuell vannforurensning fra demolering av ammunisjon ved Hjerkin skytefelt, 1986-87. NIVA-rapport, O-86162, (l.nr. 2183):42 s.
- Knutzen, J. og Skei, J. 1991. Kvalitetskriterier for miljøgifter i vann, sedimenter og organismer samt forløpige forslag til klassifikasjon av miljøkvalitet. NIVA-rapport O-862602 (l.nr.

2540), 139 s.

- Iversen, E.R., Aanes, K.J. og Grande, M. 1987. Rutineovervåking i Folla 1986. Statlig program for forurensningsovervåking, SFT, Rapport nr. 272/87 (l.nr. 2022), 63 s.
- Muniz, I.P. og Aagaard, K. 1990. Effekter av langtransportert forurensning på ferskvannsdyr i Norge – virkninger av en del sporelementer og aluminium. NINA-utredning, 13:1-64.
- NIVA, 1969. Undersøkelse av Folla, Del 1, 1966-aug. 1968. NIVA-rapport, O-120/64, 75 s.
- Rognerud, S. og Fjeld, E. 1991. Landsomfattende undersøkelse av tungmetaller i innsjøsedimenter og kvikksølv i fisk. SFT/SNT/NIVA-rapport 426/90 TA 714/1990. 79 s.
- Rosseland, B. 1986. Ecological effects of acidification on tertiary consumers. Fish population responses. *Water, Air and Soil Pollution* 30:451-460.
- Aanes, K.J., Grande, M. og Iversen, E. 1983. Rutineovervåking i Folla 1981. Statlig program for forurensningsovervåking, SFT. Rapport nr. 39/82 (l.nr. 1448), 73 s.
- Aanes, K.J., Grande, M. og Iversen, E.R. 1988. Rutineovervåking i Folla, 1987. Statlig program for forurensningsovervåking. SFT. Rapport nr. 344/89 (l.nr. 2200), 54 s.

5.2.2 Næringsdyr – invertebrater i ferskvann

Av: K.J. Aanes¹⁾, K. Aagaard²⁾ og J.O.Solem³⁾

1) Norsk institutt for vannforskning, Postboks 69, Korsvoll, 0808 Oslo 8.

2) Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7004 Trondheim.

3) Universitetet i Trondheim, Vitenskapsmuseet, 7004 Trondheim.

5.2.2.1 Generelt om bruken av bunndyr i overvåking av vannkvaliteten i elver og bekker.

Innsamling av større bunndyr (makroinvertebrater) har lenge vært en viktig del av generelle og problemrettede vassdragsundersøkelser. Det som særlig gjør disse organismene velegnet for å studere vannkvaliteten i en resipient, er at bunndyrene gjennom sitt livsløp gir et integrert bilde av tilstanden i vassdraget over lang tid.

Bunndyrsamfunnet gir responsen på den samlede miljøpåvirkning i resipienten og denne kan i noen tilfeller spores i bunndyrsamfunnets struktur og funksjonelle oppbygging før dette kan registreres ved fysisk-kjemisk prøvetaking. Videre er bunndyrene viktige næringsobjekter for fisk og gir derfor opplysninger om næringspotensiale for fiskeproduksjon. Også i vassdragets selvrenningskapasitet inngår bunnfaunaen som en viktig komponent.

Generelt kan vi si at en organisme må forholde seg til sitt miljø. Sammensettingen av dyre- og plantesamfunnene på elvebunnen er bestemt av et mangfold av miljøparametre. De mange populasjonene i et samfunn har ulike tålegrenser og preferanseområder. Når en eller flere av miljøparametrene endres, vil også organismesamfunnene endres. Gjennom en analyse av bunndyrsamfunnets strukturelle og funksjonelle oppbygging på et sett med utvalgte stasjoner, vil det være mulig å få frem informasjon om påvirkningstype samt miljøpåvirkningens utstrekning og størrelse i resipienten. Dersom det blir registrert forandringer i samfunnet på en stasjon gjennom en tidsperiode, kan dette indikere forandringer i vannkvaliteten.

I strømmende vann kan en finne at stasjoner med samme fysisk-kjemiske vannkvalitet kan ha ulik oppbygging av bunndyrsamfunnet. Dette skyldes ytre faktorer som strømhastighet, substrat, begroing, temperatur m.v. Det er derfor viktig å kjenne til de ulike artenes respons på slike faktorer før bunndyrsamfunnets indikatorverdi i forurensningssammenheng kan klarlegges.

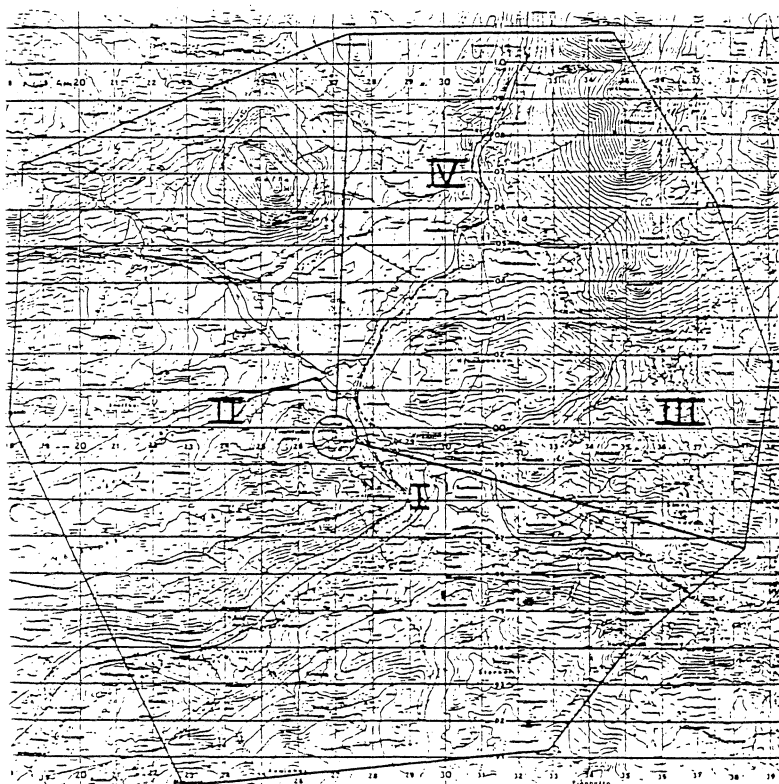
Bunndyr er en svært heterogen gruppe organismer. Det finnes ekstreme rentvannsarter og det er arter som er svært tolerante overfor forskjellige typer forurensninger. Dette er en forutsetning for å kunne bruke dem til overvåking og vannkvalitetsklassifisering, og en viktig grunn til at de er mye brukt (Nøst et al. 1986, Aanes og Bækken 1989).

5.2.2.2 Influensområde

Vassdrag i influensområde hvor vi idag har data om bunndyrfaunaen.

Område I : Sydlige deler av influensområdet.

I influensområdet vil eventuell påvirkning fra ny aktivitet på Hjerkin mot syd-vestre-sydlig og syd-østlige deler (Figur 5.2.2-1) fanges opp i øvre deler av Folla-vassdraget. I dette vassdragsavsnittet har NIVA hentet inn biologiske prøver hovedsakelig konsentrert om bunndyrfaunaen jevnlig fra 1960-årene, se Tabell 5.2.2-1. Dette materialet har instituttet samlet inn for å overvåke vannkvaliteten i forbindelse med gruve- og oppredningsaktiviteten på Tverrfjellet. Ellers har NIVAs forskere brukt denne delen av vassdraget ved flere anledninger i forskningssammenheng for å beskrive miljøeffekter ved moderne gruvedrift på kismineraler og ved oppredning av slike mineraler. Viktige påvirkningstyper som her er studert er:



Figur 5.2.2-1. Delområder for influensområdet, Hjerkinn-anlegget, omtalt i teksten.

Tabell 5.2.2-1. Prøvetakingsstasjoner og prøvetakingsfrekvens av bunndyrsamfunnene i Follavassdraget i perioden 1966-91. Metoder: Elvehov, surber-samplere og kollonisasjonsbokser.

Pr. år i perioden ->	66-68	69	70-74	75-76	77-79	80	81	82-87	88-90
Folla st.2 (Nedstrøms Avsjøen)	2	1	1	10	1	1	1	2	2
F. ved Øyi (Nedstrøms Strypbk.)	2	1	1	10	1	1	1	2	2
Depla (Sisevassdrag)	-	-	-	8	-	-	-	-	-
F.st.4 (Oppstr. Kvita/Depla)	2	1	1	10	1	-	-	-	-
F.st.5 (Oppstr. Follidal tettsted)	2	1	1	10	1	1	1	2	2
F.st. 7 (Folshaugmoen)	2	1	1	10	1	1	-	2	2
F.st. 9 (Ryfetten bro)	2	1	-	-	-	-	2	2	-
F.st.10 (Gjelten bro)	2	1	-	-	-	-	2	2	-

1. Metaller – deres mobilitet i vannforekomsten, deres giftighet overfor fisk og evertebrater i den aktuelle vannkvalitet samt biologiske opptaksmekanismer og effekter på fisks atferd og bunndyrsamfunnets funksjonelle og strukturelle oppbygging.
2. Effekter av sure komponenter, dels fra oksydasjon av kismineraler og dels fra prosesskjemikalier brukt i flotasjonsprosessen.
3. Partikkelforurensning, effekter av tungmetallholdige partikler på dyrelivet i vassdraget.

Dette er arbeider som er presentert i forskningsrapporter ved NIVA, notater, nasjonale og internasjonale publikasjoner, på konferanser o.l. (se litteraturlisten).

I det aktuelle området på flere stasjoner, er det også gjennomført en grundig dokumentasjon av bunndyrfaunaen med månedlige kvantitative prøvetakinger gjennom ett hydrologisk år. Dette materialet er bearbeidet og presentert i et hovedfagsarbeide ved Universitetet i Bergen (Aanes 1980).

Område II: Vestre og nord-vestre deler av influensområdet.

Influensområdet vil ved eventuell påvirkning fra ny aktivitet på Hjerkin mot vest og nord-vestlige deler av nedslagsfeltet fanges opp i vassdragene Svåni og Grisungbekken.

Begge disse vassdragene har inngått og inngår i NIVAs overvåkingprogram som vi har gjennomført i forbindelse med gruve- og oppredningsaktiviteten på Tverrfjellet.

Videre har NIVA i dette området gjennomført en inngående analyse i 1986 og 87 på 9 stasjoner i disse to vassdragene for å avdekke eventuelle vannforurensningseffekter fra aktiviteten i forsvarets skytefelt (Kjellberg 1988). I dette arbeidet ble det særlig lagt vekt på sentrale tungmetaller som kvikksølv, bly, kobber, sink, jern og metallene aluminium og strontium. Som prøvetakingsmedier ble det benyttet vannprøver (med bl.a. analyse av Cl--innhold, bioakkumulasjon av tungmetaller i utplassert elvemose samt – og viktig i denne sammenheng – tungmetallanalyser av bunndyr og stedegen ørrett.

Videre ble det på 4 stasjoner i Grisungbekken hentet inn et materiale for å beskrive

bunndyrsamfunnets oppbygging og for å beskrive eventuelle avvik fra forventet naturtilstand.

Område III : Østre og nord-østre deler av influensområdet.

I vassdragene Kvita og Depla som drenerer østlige og nord-østlige deler av influensområdet, har NIVA – og da nederst i disse vassdragene før samløp med Folla – gjennomført undersøkelser av orienterende karakter av fysisk-kjemiske og biologiske forhold.

Depla ble i perioden 1975 til 1976 gjenstand for en omfattende undersøkelse av bunndyrfaunaen ved hjelp av kvantitative prøvetakingsmetoder. Parallelt med bunndyrundersøkelsene ble det gjennomført grundige studier av fysisk-kjemiske forhold ved vannkvaliteten på dette avsnittet i Depla (Aanes 1980).

Område IV: Nordlige deler av influensområdet.

Den nordlige og nordøstlige delen av området utgjøres vesentlig av Drivas nedslagsfelt og faller sammen med hoveddelen av Dovrefjell nasjonalpark.

Siden midten av sytti-tallet har forskere og studenter fra Vitenskapsmuseet i Trondheim, inkludert medarbeider som i dag arbeider ved NINA, arbeidet systematisk innen Drivas nedslagsfelt og nasjonalparkområdet. Dette arbeidet som anslagsvis utgjør mer enn ti årsverk, gjør at Dovrefjell nasjonalpark er kanskje et av de best kjente områdene i Norge med tanke på ferskvannsfauunaen. Faunaen i området er dokumentert i en rekke ulike publikasjoner, jfr, litteraturlisten. Innsamlingene har foregått på et stort antall lokaliteter innenfor det angitt feltet som er vist på Figur 5.2.2-1.

5.2.2.3 Invertebratfaunaen i Dovrefjell området – en summarisk oversikt over de viktigste invertebrater og grupper av næringsdyr

I det følgende er det gitt en gruppevis gjennomgang av den kunnskapen vi i dag har om ferskvannsfauunaen (unntatt fisk) i det området som vil bli påvirket av utslippene. Det vil her føre for langt å angi faunaen for hver enkelt av de mange stasjonene som er undersøkt. Dataene presenteres derfor for det meste summarisk med angivelse av hvilket artsutvalg som er aktuelt for en gunstig bekkelokalitet i de ulike høydesonene subalpint (bjørkeskogen), lavalpint (ca 1050 til 1350 m o.h.),

mellomalpint (ca 1350 til 1650 m o.h.) og høyalpint (over ca 1650).

Insektordenene steinfluer, døgnfluer, vårfluer og øyestikkere er helt ut akvatiske grupper hvor alle artene har larver som lever i vann. De tre første gruppene er tallrike i området og viktige som næringsdyr for fisken. Av øyestikkere er det bare et fåtall arter som går opp i fjellet; Aeshna caerulea er imidlertid typisk for fjellområder. Videre har enkelte familier innen tovinger akvatiske larver. Enkelte grupper av biller og teger lever hele livet i vann, men for disse mangler vi opplysninger fra Dovre-området. Både skjoldkrep (Lepidurus arcticus) og tusenbeinkrep (Branchinecta paludosa) forekommer flere steder i området. Det er ikke publisert fra planktonundersøkelser fra området.

Steinfluene (Plecoptera) i Dovrefjell Nasjonalpark har vært bearbeidet av Solem, Steinkjer og Bretten (1987). I et materiale på mer enn 50 000 individer påviste de 24 av de 35 norske artene. Bare seks-syv av artene går opp i den mellomalpine sonen, tretten arter ble funnet i øvre del av den lavalpine sonen og 15 arter i den nedre lavalpine sonen (Tabell 5.2.2-2). Tretten arter er vidt utbredt og vanlig i nasjonalparken mens de resterende elleve artene har en mer begrenset utbredelse. Tabell 5.2.2-3 gir en oversikt over de 23 artene som ble påvist i den subalpine sonen og flygetid for disse.

Lillehammer (1974) påviste 27 arter av steinfluer i de østlige delene av Sørnorge og 22 arter i de vestlige delene. Dovrefjell ligger mellom disse to områdene. I forhold til de østligste delene av Sør-Norge mangler tre arter: En av disse; Leuctra digitata , er påvist i Grøvu rett vest for området av Nøst (1981) mens Nemoura flexuosa og Isoperla nubecula ennå ikke er funnet i området. Sett under ett er Dovrefjell rikt på steinfluarter og omtrent alle arter som kan forventes forekomme i området er påvist der.

Døgnfluene (Ephemeroptera) i Drivas nedbørsfelt området er beskrevet av Nøst (1985). Han behandlet et materiale på nesten 12 000 larver fra Driva og påviste minst 11 arter (Tabell 5.2.2-4). Døgnfluene var den dominerende gruppen i bunnprøvene fra subalpine og lavalpine områder. Av de elleve artene som finnes i de subalpine områdene , går syv arter opp i det lavalpine. Ingen arter av døgnfluer ble påvist opp i den mellomalpine sonen i denne undersøkelsen, mens det i andre undersøkelser fra Sør-Norge har vært påvist døgnfluer både i stillestående og rennende vann. Aanes (1980b) påviste 14 arter i et materiale på nesten 15000 larver fra Folla innenfor høydeområdet 670 til 850 m.o.h. (Tabell 5.2.2-5). I alt er det derved påvist 17 arter døgnfluer i området av de noe over førti artene

Tabell 5.2.2-2. Prosentvis fordeling av steinfluer i flygefeller ved ulike bekker i den alpine sonen (Fra Solem, Steinkjer og Bretten 1987).

	Midle alpine zone		Upper part low alpine zone		Lower part low alpine zone	
	Gluptjern 1452 m	Stropla 1289 m	Blesbekken 1350 m	Blesbekken 1200 m	Kallvella 1220 m	Raubekken 1100 m
<i>Arcynopteryx compacta</i>	-	-	0.2	0.4	0.01	0.05
<i>Brachyptera risi</i>	2.8	-	1.2	1.6	0.03	0.3
<i>Diura nanseni</i>	-	0.9	0.3	0.3	0.4	0.3
<i>Isoperla obscura</i>	-	0.3	0.3	15.2	3.4	1.2
<i>Amphinemura sulcicollis</i>	5.6	0.3	-	-	0.4	0.05
<i>A. standfussi</i>	-	42.7	-	2.6	0.04	6.0
<i>Nemoura cinerea</i>	-	35.4	0.7	3.9	0.07	50.4
<i>Nemurella pictetii</i>	69.4	-	1.3	18.1	0.4	35.0
<i>Protonemura meyeri</i>	16.7	19.5	0.9	0.9	95.0	-
<i>Capnia atra</i>	2.8	0.7	95.0	35.7	0.07	4.2
<i>Capnopsis schilleri</i>	-	-	-	-	-	2.0
<i>Leuctra fusca</i>	-	-	-	12.3	0.03	0.2
<i>L. hippopus</i>	2.8	-	-	1.6	-	0.2
<i>L. nigra</i>	-	-	0.1	7.5	0.04	0.2
Total number	36	573	1009	692	7480	1912

Tabell 5.2.2-3. Steinfluer fra Dovrefjell med flygetider (Fra Solem, Steinkjer og Bretten 1987).

Species	May		June				July				Aug				Sept				Oct			
	N	26	2	9	16	23	30	7	14	21	28	4	11	18	25	1	8	15	22	29	6	13
<i>Arcynopteryx compacta</i>	9					1	2	2	2	1	1											
<i>Diura bicaudata</i>	3						3															
<i>D. nanseni</i>	101		3	6	6	8	7	24	24	16	6	1										
<i>Isoperla difformis</i>	6								1	3	2											
<i>I. grammica</i>	1081						21	37	481	293	139	69	17	2	12	4	3	3				
<i>I. obscura</i>	499								8	29	67	109	101	114	29	17	20		1	3	1	
<i>Dinocras cephalotes</i>	7							1	6													
<i>Siphonoperla burmeisteri</i>	1									1												
<i>Taeniopteryx nebulosa</i>	6	3	3																			
<i>Brachyptera risi</i>	157						1	5	11	33	36	19	36	7	7		2					
<i>Amphinemura borealis</i>	5											5										
<i>A. standfussi</i>	1206										4	98	116	127	143	120	189	274	48	41	45	1
<i>A. sulcicollis</i>	16643			5	1142	4144	726	8684	1670	226	28	12	4	1	1							
<i>Nemoura avicularis</i>	1274	251	499	67	189	202	27	37	2													
<i>N. cinerea</i>	2525		3	15	72	219	184	642	402	422	268	180	75	17	13	8	5					
<i>Nemurella pictetii</i>	4216		16	172	367	534	725	629	854	430	252	130	55	25	6	7	9	1	3	1		
<i>Protonemura meyeri</i>	7306		1	57	64	675	3555	1602	975	344	30	2	1									
<i>Capnia atra</i>	1402	9	106	66	9	12	89	938	92	54	19	6	2									
<i>C. bifrons</i>	4		3	1																		
<i>C. pygmaea</i>	2		1			1																
<i>Leuctra fusca</i>	11265											66	224	553	300	869	1074	2717	745	2741	1976	
<i>L. hippopus</i>	13600	3636	2245	335	1747	3219	605	1647	155	9	2											
<i>L. nigra</i>	726		7	137	130	163	64	87	56	41	20	16	3	2								

Tabell 5.2.2-4. Prosentvis fordeling av døgnfluer i subalpine og lavalpine soner på Dovre
(Fra Nøst 1985).

	Driva		Åmotselva		Grøvu		Vinstra	
	subalpine	low alpine	subalpine	low alpine	subalpine	low alpine	subalpine	low alpine
<i>Ameletus inopinatus</i>	0.1		1.7	13.3	0.2		0.4	5.6
<i>Parametetus chelifera</i>					0.7			
<i>Siphonurus lacustris</i>				0.8	30.1	12.4		
<i>Baetis lapponicus</i>	0.9	0.2	25.8	14.9	0.7		23.0	29.7
<i>Baetis macani</i>			0.1	1.2		31.3		
<i>Baetis rhodani</i>	98.3	99.8	65.4	34.3	44.8	18.8	75.9	64.3
<i>Baetis fuscatus/scambus</i>	0.1				3.0			
<i>Baetis vernus/subalpinus</i>	0.3		6.6	34.3	15.4	37.5		
<i>Baetis</i> spp.				0.7	2.3			
<i>Heptagenia dalecarlica</i>	< 0.1				1.9			
<i>Leptophlebia vespertina</i>				< 0.1	0.1			
<i>Ephemerella aurivillii</i>	0.3		0.3		0.8		0.7	0.5
Number of individuals	11912	1318	1215	756	1356	16	544	431
Number of samples	20	9	10	10	18	4	6	2

Tabell 5.2.2-5. Døgnfluer fra Folla og Depla (Fra Aanes 1980b).

			Fo1	Fo2	Fo3	Depla	Fo5	Fo6	Σ	%
<i>Ameletus inopinatus</i>	Eaton	1885	135	140	175	3	12	3	468	3,19
<i>Baetis lapponicus</i>	(Bengtsson)	1912	17	4	6	122	19	13	181	1,23
<i>B. rhodani</i>	(Pictet)	1843-45	1401	448	1991	2805	327	1120	8592	58,50
<i>B. vernus</i>	Curtis	1834	29	25	210	70	170	146	650	4,43
<i>B. subalpinus</i>	Bengtsson	1917	47	102	147	193	186	125	800	5,45
<i>B. scambus</i>	Eaton	1870	121	212	400	934	350	276	2293	15,61
<i>B. niger</i>	(Linnaeus)	1761	120	41	35	51	6	-	253	1,72
<i>B. muticus</i>	(Linnaeus)	1758	89	39	14	50	9	1	202	1,38
<i>Centroptilum luteolum</i>	(Müller)	1776	105	109	120	-	-	-	334	2,27
<i>Heptagenia sulphurea</i>	(Müller)	1776	102	22	5	10	63	12	214	1,46
<i>Ephemerella aurivillii</i>	(Bengtsson)	1908	37	63	87	110	237	166	700	4,77
=) Σ			2203	1205	3190	4348	1879	1862	14687	100,01

} 88,32

Others: *Siphonurus lacustris* Eaton 1870
Cloëon dipterum (Linnaeus) 1761 } ≈ 0,4 %
Paraleptophlebia sp.

som finnes i Norge. Mange døgnfluarter er imidlertid bundet til elver og innsjøer i lavereliggende strøk og kan ikke forventes å finnes på Dovreplatået.

Vårfluene i Dovrefjell nasjonalpark er godt kjent. Solem (1985) gir en oversikt over artene og deres fordeling på den mellomalpine, lavalpine og subalpine sonen. Øverst i den mellomalpine sonen finner

vi bare tre arter; *Apatania zonella*, *Chaetopteryx villosa* og *Asynarchus lapponicus*. I den lavalpine sonen er artsantallet steget til 23 arter (Tabell 5.2.2-6) og i den subalpine sonen er det påvist 60 arter (Tabell 5.2.2-7). Dette utgjør rundt en tredjedel av det totale antall arter som er påvist i Norge. Sammenlignet med subalpine eller alpine områder i Nord-Sverige er artsantallet noe lavere.

Innen insektordenen **tovinger** finner vi flere familier som har et larvestadium i ferskvann. De viktigste er **fjærmygg**, **knott** og **små- og stor-stankelbein**.

Fjærmygg (Chironomidae) er langt den artsrikeste gruppen i ferskvann. Det er innsamlet et stort materiale fra Dovre, men bare en liten del av dette er bearbeidet så langt. I en felle på grensen mellom det lavalpine og mellomalpine i Blesbekken ble det påvist 61 arter (Aagaard, Olsen og Solem 1987) (Tabell 5.2.2-8). En av de dominerende slektene var *Diamesa* med 10 arter. Artene i denne slekten hører til de elementene vi finner lengst opp i fjellbekker og de fleste av disse artene går opp i det mellomalpine i Dovre. Dette gjelder for en stor grad også artene i slektene *Eukiefferiella* og *Orthocladius* med nærbeslektete arter. Ved en bearbeidelse av materiale fra områder nede i det

Tabell 5.2.2-6. Vårfluer i den alpine sonen ved Kongsvoll (Fra Solem 1985).

m a.s.l.	Middle alpine zone	High low alpine zone		Low. low alpine zone		
	Gluptjern 1452 m	Stropla 1289 m	Blesbekken 1350 m	Kallvella 1220 m	Blesbekken 1200 m	Raubekken 1100 m
<i>Apatania zonella</i>	97.3	16.3	2.1	18.5	1.3	5.7
<i>Chaetopteryx villosa</i>	2.7	5.9	3.0	14.1	0.4	1.6
<i>Potamophylax cingulatus</i>	+	14.3	6.2	16.3	3.9	4.4
<i>P. latipennis</i>				18.8		
<i>Limnephilus coenosus</i>	+		3.0	3.7	0.5	4.1
<i>Apatania hispida</i>		0.5	11.4	9.8	1.3	2.2
<i>A. muliebris</i>			20.1	0.1	41.9	68.6
<i>Ecclisopteryx dalecarlica</i>		33.0	53.7	3.9	24.6	2.5
<i>Rhyacophila nubila</i>		30.0	0.2	14.2	21.4	3.8
<i>Philopotamus montanus</i>			0.2			
<i>Potamophylax nigricornis</i>					3.2	5.7
<i>Limnephilus bipunctatus</i>	+		0.2		0.8	
<i>L. pantodapus</i>				0.1		
<i>L. algosus</i>				0.1		
<i>Halesus digitatus</i>				0.2	0.1	
<i>Apatania stigmatella</i>				0.1		1.0
<i>Beraea pullata</i>					0.2	
<i>Micropterna sequax</i>						0.3
Total number of individuals collected	5332	163	568	1016	836	312

subalpine vil sannsynligvis artsantallet i Dovrefjell nasjonalpark stige til over 100 arter fjærmygg med en klar sonering mellom de øverste og stasjoner. I tillegg kommer andre arter fra stillestående vann og smeltevannsdammer.

Storstankelbein (Tipulidae) har for en stor del larver i ferskvann. Hofsvang, Solem og Bretten (1987) gir en oversikt over arter fra Dovrefjell nasjonalpark. I alt ble 15 arter av stankelbein påvist, fire arter i mellomalpin sone, elleve i lavalpin sone og ti i subalpin sone (Tabell 5.2.2-9). Av småstankelbein ble det påvist 45 arter i en undersøkelse fra 1980 til 1983 fordelt med tre arter i den mellomalpine sonen, 36 arter i den lavalpine sonen og 37 arter i den subalpine sonen (Mendl, Solem og Bretten 1987) (Tabell 5.2.2-10). Utbredelsesmønstrer til både stor- og småstankelbein er relativt dårlig kjent i Norge, og det er derfor ikke mulig å ta stilling til hvor stor del av den totale faunaen på Dovre som er kjent gjennom disse undersøkelsene.

Tabell 5.2.2-7. Vårfluearter påvist i den subalpine sonen ved Kongsvoll (Fra Solem 1985).

Hydroptilidae	Limnephilidae
<i>Oxyethira flavicornis</i> (Pictet)	<i>Apatania stigmatella</i> (Zetterstedt)
<i>Oxyethira frici</i> (Klapalek)	<i>Apatania hispida</i> Forsslund
<i>Hydroptila forcipata</i> (Eaton)	<i>Apatania zonella</i> (Zetterstedt)
<i>Hydroptila tineoides</i> Dalman	<i>Apatania muliebris</i> McLachlan
Rhyacophilidae	<i>Ecclisopteryx dalecarlica</i> Kolanati
<i>Rhyacophila nubila</i> (Zetterstedt)	<i>Limnephilus algosus</i> (McLachlan)
Glossosomatidae	<i>Limnephilus auricula</i> Curtis
<i>Glossosoma intermedia</i> (Klapalek)	<i>Limnephilus bipunctatus</i> Curtis
Philopotamidae	<i>Limnephilus borealis</i> (Zetterstedt)
<i>Philopotamus montanus</i> (Donovan)	<i>Limnephilus coenosus</i> (Curtis)
Polycentropodidae	<i>Limnephilus extricatus</i> McLachlan
<i>Plectrocnemia conspersa</i> (Curtis)	<i>Limnephilus fenestratus</i> (Zetterstedt)
<i>Polycentropus flavomaculatus</i> (Pictet)	<i>Limnephilus femoralis</i> Kirby
<i>Holocentropus picicornis</i> (Stephens)	<i>Limnephilus flavicornis</i> (Fabricius)
Psychomyiidae	<i>Limnephilus fuscicornis</i> (Rambur)
<i>Psychomyia pusilla</i> (Fabricius)	<i>Limnephilus nigriceps</i> (Zetterstedt)
Molannidae	<i>Limnephilus pantodapus</i> McLachlan
<i>Molanna albicans</i> (Zetterstedt)	<i>Limnephilus rhombicus</i> (Linnaeus)
<i>Molannodes tinctus</i> (Zetterstedt)	<i>Limnephilus sparsus</i> Curtis
Leptoceridae	<i>Limnephilus stigma</i> Curtis
<i>Ceraclea nigronervosa</i> (Retzius)	<i>Limnephilus subcentralis</i> Brauer
<i>Mysticoides azureus</i> (Linnaeus)	<i>Colpotaulius incisus</i> (Curtis)
<i>Oecetis ochracea</i> (Curtis)	<i>Grammotaulius signatipennis</i> McLachlan
Beraeidae	<i>Phaenopteryx brevipennis</i> (Curtis)
<i>Berea pullata</i> (Curtis)	<i>Anabolia concentrica</i> (Zetterstedt)
Lepidostomatidae	<i>Asynarchus contumax</i> McLachlan
<i>Lepidostoma hirtum</i> (Fabricius)	<i>Asynarchus lapponicus</i> (Zetterstedt)
Sericostomatidae	<i>Potamophylax cingulatus</i> (Stephens)
<i>Sericostoma personatum</i> (Spence)	<i>Potamophylax latipennis</i> (Curtis)
<i>Notidobia ciliaris</i> (Linnaeus)	<i>Potamophylax nigricornis</i> (Pictet)
	<i>Micropterna sequax</i> McLachlan
	<i>Halesus digitatus</i> (Schränk)
	<i>Halesus radiatus</i> (Curtis)
	<i>Halesus tessellatus</i> (Rambur)
	<i>Parachiona picicornis</i> (Pictet)
	<i>Chaetopteryx villosa</i> (Fabricius)
	<i>Annitella obscurata</i> (McLachlan)
	<i>Chilostigma sieboldi</i> McLachlan
	Phryganeidae
	<i>Phryganea bipunctata</i> Retzius
	<i>Agrypnia obsoleta</i> (Hagen)

Knott (Simuliidae) er bearbejdet av Raastad og Solem (1989). Tretten arter av knott er påvist innen Nasjonalparken (Tabell 5.2.2–11 og 12). Tre ikke-blodsugende arter dominerte materialet. Sannsynligvis finnes det et fåtall flere arter i området, deriblant minst en art som suger blod av pattedyr.

Bunndyrsamfunnene i området er, som det går frem av denne gruppevis gjennomgangen, relativt godt kjent.

Tabell 5.2.2–8. Fjærmyggarter fra Blesbekken 1350 m o.h. (Fra Aagaard, Olsen og Solem 1987).

Size class	Species	Springs	Streams	Rivers	Lakes & Moore ponds	Hygro- petric	Moist soil
Large larvae (>12mm)	<i>Chironomus</i> cf. <i>luridus</i> Str.				+		
	<i>Pseudodiamesa branickii</i> (Nov.)	+	+				
	<i>Pseudodiamesa nivosa</i> (Goetgh.)		+		+		
Medium to large larvae (ca. 9-12mm)	<i>Eudacryocladius gelidus</i> (Kieff.)				+		
	<i>Eudacryocladius</i> cf. <i>mixtus</i> (Holm.)				+		
	<i>Euorthocladius thienemanni</i> (Kieff.)		+	+			
	<i>Euorthocladius saxosus</i> (Tok.)		+				
	<i>Orthocladius decoratus</i> (Holm.)				+		
	<i>Orthocladius frigidus</i> (Zett.)	+	+	+			
	<i>Orthocladius irizonioides</i> (Edw.)				+		
	<i>Diamesa uncallida</i> (Walk.)		+				
	<i>Diamesa berrami</i> Edw.	+	+		+		
	<i>Diamesa serratosi</i> Willassen*						
	<i>Diamesa bohemani</i> Goetgh.	+	+				
	<i>Diamesa hyperborea</i> Holmg.						
	<i>Diamesa lindrovi</i> Goetgh.	+	+				
	<i>Diamesa tonsa</i> (Hal.)						
	<i>Diamesa arctica</i> (Boh.)				+		
	<i>Diamesa</i> cf. <i>aberrata</i> (Lundb.)	+	+				
	<i>Diamesa lautaris</i> (Goetgh.)	+	+				+
	<i>Psectrocladius jennicus</i> Stord				+		
	<i>Psectrocladius edwardsi</i> Br.				+		
	<i>Psectrocladius limbatus</i> (Holm.)				+	+	
	<i>Procladius</i> sp.				+		
	<i>Chaetocladus acuminatus</i> Br.	+	+				+
	<i>Chaetocladus suecicus</i> (Kieff.)	+	+				
<i>Chaetocladus perennis</i> (Meig.)	+	+		+			
<i>Chaetocladus laminatus</i> Br.	+	+				+	
<i>Parametrioctenus boreoalpinus</i> Gow.	+	+					
<i>Parametrioctenus stylatus</i> (Kieff.)	+	+					
<i>Micropsectra groenlandica</i> And.							
<i>Micropsectra atroasciata</i> Kieff.	+	+	+	+			
<i>Micropsectra coracina</i> (Kieff.)				+			
Medium larvae (ca. 7-8mm)	<i>Cricotopus tibialis</i> (Meig.)	+	+	+	+		
	<i>Metrioctenus ursinus</i> (Holm.)	+					+
	<i>Paratanytarsus hyperboreus</i> Br.				+		
	<i>Paratrichocladus skirvithensis</i> (Edw.)	+	+				
	<i>Rheocricotopus effusus</i> (Walk.)	+	+				
	<i>Rheocricotopus chapmani</i> (Edw.)	-	-				
	<i>Diplocladius cultriger</i> Kieff.	+	+		+		
	<i>Limnophyes</i> cf. <i>pustillus</i> (Eaton)	+					+
	<i>Limnophyes borealis</i> Goetgh.						
	<i>Limnophyes</i> sp. A & B						
<i>Krenopelopia binotata</i> (Wied.)	+						
Medium to small larvae (ca. 4-6mm)	<i>Paraphaenocladus intercedens</i> Br.				+		
	<i>Paraphaenocladus impensus</i> (Walk.)	+			+		+
	<i>Eukiefferiella minor</i> (Verr.)	+	+				
	<i>Eukiefferiella brevicar</i> (Kieff.)	+	+	+			
	<i>Eukiefferiella scutellata</i> Br.		+				
	<i>Eukiefferiella</i> sp. A & B						
	<i>Tvetenia</i> cf. <i>bavarica</i> Goetgh.	+	+				
	<i>Bryophaenocladus nudicollis</i> (Goetgh.)					+	+
<i>Pseudosmittia</i> cf. <i>curticosta</i> (Edw.)						+	
<i>Pseudosmittia</i> cf. <i>recta</i> Edw.							
Small larvae (ca. 2-4mm)	<i>Heterotanytarsus apicalis</i> (Kieff.)		+		+	+	
	<i>Parapsectra nana</i> (Meig.)		+		+	+	
	<i>Corynoneura lobata</i> Edw.	+			+		
	<i>Krenosmittia boreoalpina</i> Goetgh.	+	+				
<i>Thienemannella</i> sp.							

Tabell 5.2.2-9. Storstankelbeinarter fra Dovrefjell nasjonalpark (Fra Hofsvang, Solem og Bretten 1987).

	Subalpine zone				Low alpine zone						Middle alpine zone
	Blesbk 1000 m	Raubk 900 m	Gåvåli 930 m	Dam Eo 930 m	Blesbk 1200 m	Blesbk 1350 m	Raubk 1200 m	Dam 1100 m	Kaldv 1220 m	Stropla 1280 m	Gluptj 1450 m
<u>Tipula (Arctotipula) salicetorum</u>									2.0	53.1	
<u>Tipula (Vestiplex) excisa</u>	3.1	19.0	5.4	16.7	46.8	85.7	34.0	12.5	63.5	30.0	42.9
<u>T. (V.) montana</u>						2.9			7.0	4.1	7.1
<u>T. (V.) laccata</u>						2.9					
<u>T. (V.) nubeculosa</u>			0.7								
<u>Tipula (Savtshenkia) gimmerthali</u>	72.3	53.3	60.8	8.3	8.5		55.1	12.5	0.5		
<u>T. (S.) invenusta</u>	0.1	4.2	28.4	25.0	27.7	8.0	0.4	31.3	24.0	10.2	
<u>T. (S.) subnodicornis</u>	9.2	18.7	1.4				3.8	12.5			14.3
<u>T. (S.) limbata</u>	4.0	0.5	0.7	8.3				0.3			
<u>T. (S.) pagana</u>	1.5										
<u>T. (S.) griseascens</u>		0.9									
<u>Tipula (Platytipula) mejanoceros</u>	3.1	2.8	2.7	41.3	14.9			25.0	0.5		
<u>Nephrotoma lundbecki</u>					2.1						
<u>Prinocera subserricornis</u>										2.0	
<u>Tipula (Pterelachisus) middendorffi</u>									2.5		35.7
Number of males	65	214	148	12	47	35	78	16	200	49	14

I de områdene som går opp i det høyalpine vil det være et meget begrenset bekkesamfunn av et lite antall fjærmygg, særlig av slekten Diamesa.

I det mellomalpine vil de opp mot 60 arter fjærmygg dele lokalitetene med seks – syv arter steinfluer, tre arter vårfluer, fire arterorstankelbein, tre arter småstankelbein og tre arter knott.

I den lavalpine og subalpine sonen vil også døgnfluene komme inn og artsantallet øker sterkt, jfr Tabell 5.2.2-13.

Sett under et har Dovre en særpreget og interessant ferskvannsfauna med et spesielt verdifullt innslag av arktisk-alpine arter.

Tabell 5.2.2-10. Småstankelbeinarter fra Dovrefjell
(Fra Mendl, Solem og Bretten 1987).

	Middle alpine >1400 m	Low alpine 1400- 1080 m	Sub- alpine <1080 m
<i>Dicranomyia incisurata</i>	X?	X	X
<i>Dicranota guerini</i>	X	X	X
<i>Phyllolabis macroura</i>	X?	X	X
<i>Limonia macrostigma</i>		X	X
<i>Eloephila trimaculata</i>		X	
<i>Tricyphona immaculata</i>		X	X
<i>Erioconopa trivialis</i>		X	
<i>Melanolimonia caledonica</i>		X	X
<i>Rhaphidolabis exclusa</i>		X	X
<i>Dicranomyia modesta</i>		X	X
<i>Ormosia fascipennis</i>		X	X
<i>Symplecta scottica</i>		X	X
<i>Idioptera macropteryx</i>		X	X
<i>Thypholophus haemorrhoidalis</i>		X	X
<i>Ormosia staegeriana</i>		X	X
<i>Orimarga attenuata</i>		X	X
<i>Limonia sylvicola</i>		X	X
<i>Dicranomyia hyalinata</i>		X	X
<i>Dicranomyia didyma</i>		X	X
<i>Symplecta hybrida</i>		X	X
<i>Dicranomyia autumnalis</i>		X	X
<i>Ula mollissima</i>		X	
<i>Brachylimnophila nemoralis</i>		X	X
<i>Molophilus flavus</i>		X	X
<i>Sphaeropyga stigmatica</i>		X	X
<i>Phylidorea squalens</i>		X	X
<i>Tricyphona schummeli</i>		X	X
<i>Sacandaga parva</i>		X	X
<i>Erioconopa diuturna</i>		X	X
<i>Melanolimonia rufiventris</i>		X	X
<i>Ormosia pseudosimilis</i>		X	
<i>Dicranota bimaculata</i>		X	
<i>Euphylidorea phaeostigma</i>		X	
<i>Empeda cinerascens</i>		X	
<i>Paradicranota gracilipes</i>		X	
<i>Ula sylvatica</i>			X
<i>Rhipidia duplicata</i>			X
<i>Idioptera fasciata</i>			X
<i>Crypteria limnophiloides</i>			X
<i>Metalimnobia zetterstedti</i>			X
<i>Ormosia ruficauda</i>			X
<i>Dicranomyia terraenovae</i>			X
<i>Chionea araneoides</i>			X
<i>Paradicranota robusta</i>			X
<i>Paradicranota pavidata</i>			X

De artsantallene og fordelingene som er gitt her gjelder som "rammer" for hvordan bunndyrsamfunnene i bekker er oppbygd. Den enkelte lokalitet kan ha en langt fattigere fauna, og det er også store lokalgeografiske forskjeller innen området. Andre vannforekomster som temporære dammer og innsjøer har som tidligere nevnt en egen fauna som er mindre godt studert i området.

Som nevnt er ferskvannsfauunaen innenfor nasjonalparken meget godt kjent. Likeledes er enkelte

områder som berøres av skytefeltet og gruedriften godt kjent. Fra resten av det aktuelle området har vi mindre kunnskap om ferskvannsaunaen.

Tabell 5.2.2-11. Knottarter fra Dovrefjell (Fra Raastad og Solem 1989).

Loc. #:	Torrentials			Bog streams				Total		
	1	7	8	1	2	3	4		5	6
<u>E. crassum</u>	L				2	3	26	69	1	101
	P				44	1	16	22	0	83
<u>S. ornatum</u> sp.gr.	L	0	5	20	0		39	12		78
	P	2	0	0	2		1	0		3
<u>E. vernum</u> sp.gr.	L		1	6	0	0	0	19	5	31
	P		0	4	1	1	3	0	4	13
<u>E. aureum</u> sp.gr.	L				1		9	9		19
	P				20		2	0		22
<u>E. corniferum</u>	L					0	1	0	0	1
	P					1	1	5	5	12
<u>S. tuberosum</u> sp.gr.	L	0		0			0	0	0	0
	P	1		2			1	2	3	9
<u>E. carpathicum</u>	L								0	0
	P								8	8
<u>C. pallipes</u>	L								0	0
	P								6	6
<u>P. ursinum</u>	L	0								0
	P	5								5
<u>S. monticola</u>	L	0		0					1	1
	P	2		1					0	3
<u>C. tredecimata</u>	L			2						2
	P			1						1
Total		10	6	36	70	6	99	138	33	398

5.2.2.4 Vassdragenes ømfintlighet – sårbarhet for forurensning knyttet til tungmetaller og sure komponenter

Resultatene fra våre undersøkelser viser at vassdragene i det aktuelle området har, på grunn av geologiske forhold i nedbørfeltet, en god vannkvalitet. Vassdragene har en god syrenøytraliserende kapasitet en høy pH og et høyt kalkinnhold – viktige faktorer for å redusere tungmetallenes mobilitet og giftvirkning.

5.2.2.5 Bakgrunnsinformasjon – dagens miljøstatus

Det finnes i dag en omfattende dokumentasjon om ferskvannsbiologiske forhold i vannforekomstene i influensområdet. Dette gjør at mulighetene for å avdekke eventuelle fremtidige effekter i vassdraget

på grunn av endret aktivitet på Tverrfjellet blir gode, og trolig vil dette være mulig på et tidlig tidspunkt før uheldige effekter kan registreres i fysisk-kjemiske forhold i vassdraget.

Tabell 5.2.2-12. Knottarter fra Dovrefjell (Fra Raastad og Solem 1989).

	Loc.#	10	11	12	13	14	Total
<u>P. ursinum</u>	L		57		6		73
	P		0		0		-
<u>P. hirtipes</u> sp.gr.	L			0			0
	P			1			1
<u>C. tredecimata</u>	L	11	4				15
	P	25	0				25
<u>E. vernum</u> sp.gr.	L			0			0
	P			1			1
<u>E. carpathicum</u>	L				3	0	3
	P				1	1	2
<u>E. cryophilum</u>	L					0	0
	P					2	2
<u>E. corniferum</u>	L				0	0	0
	P				2	4	6
<u>S. ornatum</u> sp.gr.	L			0			0
	P			3			3
<u>S. tuberosum</u> sp.gr.	L			0			0
	P			1			1
Total		36	71	6	12	7	132

Tabell 5.2.2-13. Oversikt over fordeling av vannlevende invertebrater.

	Mellomalpin	Lavalpin	Subalpin
Steinfluer	7	15	23
Døgnfluer	-	7	11
Vårfluer	3	23	60
Fjærmygg	[60]	[100]	[120]
Storstankelbein	4	11	10
Småstankelbein	3	36	37
Knott	3	12	4?

5.2.2.6. Kompetanse – effektvurderinger av utslippsmengder og typer – bruk av bunnfaunaen i overvåkingssammenheng

Vi har i dag liten eksakt kunnskap om effekten av de aktuelle utslippstoffene som kvikksølv, kadmium, fluorforbindelser og organiske mikroforbindelser på **nordlige alpine samfunn av invertebrater i ferskvann**. Effekten av noen av disse stoffene på enkelte arter er kartlagt ved laboratorieforsøk verden over, også ved NIVA. Ulempen med den internasjonale kunnskapen er at den i stor grad referere seg til arter som er mindre sentrale eller ikke forekommer i slike fjellområder som dette (Aanes og Bækken 1989, Muniz og Aagaard 1990). De artene som er "nøkkelarter" i de akvatiske samfunnene på Dovrefjell, er for en stor del ikke testet for miljøgifter i det hele tatt.

Fremtidige utslipp fra et spesialavfallsanlegg på Hjerkin kan deles inn i 3 forurensningstyper/grupper. Ut fra dagens kompetanse, vil en gi en kort oversikt over de områder hvor det spesielt er behov for å øke kunnskapsmengden om aktuelle utslippskomponenter og deres virkning på bunndyrfaunaen i vassdraget.

I. Sure komponenter

Det finnes her gode basisdata som beskriver effekter av forsurening i et vassdrag på bunnfaunaen, og videre hvordan andre forhold ved vannkvaliteten som organisk innhold (humus) – aluminiuminnhold, alkalinitet m.m. både fra felldata og fra laboratorieforsøk virker inn på effekten av en pH-ending (Bækken og Aanes 1990b).

II. Metaller

NIVA har fra ca. 30 års overvåking av tungmetallbelastede gruveresipienter samlet et stort datamateriale fra feltundersøkelser om fisk og bunndyrfaunenes sammensetting og reaksjon på denne type miljøpåvirkning. Videre er det samlet mye erfaring om hvordan andre fysisk-kjemiske forhold ved vannkvaliteten påvirker metallenes mobilitet i vassdraget, deres giftighet og biologiske tilgjengelighet, likeledes hvordan disse metallene opptas og konsentreres i fisk og bunndyr.

Parallelt med instituttets arbeide i gruveresipienter startet man tidlig å arbeide med biotester for å avdekke viktige tungmetallers giftighet overfor ulike stadier i fiskens liv, og da i vannkvaliteter

tilpasset norske forhold. Informasjon som er viktige når ulike metaller giftighet skal klassifiseres og når krav til rensetiltak skal fastlegges.

Den lange erfaring med biotester på NIVA har vært nyttig når tilsvarende arbeid med å fastlegge toleransegrenser for ulike tungmetaller overfor sentrale arter i bunndyrfaunaen ble startet opp i 1988. NIVA har i den sammenheng bygget opp to laboratorier for rennende vanns økologi, hvor det under kontrollerte betingelser (temperatur, lys, vannkvalitet, vannhastighet m.m.) er mulig å studere effekter og reaksjonsmønstre hos bunndyrsamfunn og hos enkeltarter overfor ulike miljøgifter (Aanes 1989, Aanes og Bækken 1989a,b, Bækken og Aanes 1989, 1990).

I 1991 og 1992 vil NIVA arbeide videre med å klassifisere vannkvaliteten overfor sentrale tungmetaller (Hg, Cd, Pb, Cu, Zn) ved hjelp av sentrale arter i vår bunndyrfauna (Aanes, Bækken 1990). Informasjon som vil være viktig i forbindelse med fremtidige overvåkingsundersøkelser knyttet til ny aktivitet på Tverrfjellet. NINA er inne i en etableringsfase for studier av virkninger av utvalgte tungmetaller på invertebratsamfunn i ferskvann.

III. Organiske mikroforurensinger

Kunnskapen om hvordan aktuelle mikroforurensinger fra et forbrenningsanlegg vil virke på bunnfaunaen i vannforekomstene i influensområdet er meget begrenset. Det vil her være nødvendig med et omfattende biotestarbeide for å få kunnskap om reaksjonsmønstre og virkningstyper.

Erfaring fra tilsvarende testarbeide på en annen gruppe organiske miljøgifter, nemlig plantevernmidler, som NIVA utførte i årene 1989 og 1990, vil her være relevant. Det ble da testet og beskrevet virkningen av 10 av de mest brukte plantevernmidler i norsk landbruk i dag på viktige bunndyrarter og samfunn i våre jordbrukresipienter (Aanes og Bækken 1989a og 1989b, Bækken og Aanes 1989, 1990c).

5.2.2.7 Litteratur

Bækken, T. og K.J. Aanes. 1989. Pesticides in Norwegian agriculture. Their effects on benthic fauna in lotic environments. Preliminary results. Paper given for the 24th Congress of the Int. Ass. of Theoretical and Applied Limnology. Aug. 13-19. 1989. München, FRG.

- Bækken, T. og Aanes, K.J. 1990a. Bruk av vassdragets bunnfauna i vannkvalitetsklassifisering. Nr. 2A. Forsuring. O-87119/E-88421. 45 s.
- Bækken, T. og Aanes, K.J. 1990b. Bruk av vassdragets bunnfauna i vannkvalitetsklassifisering. Nr. 2B. Effekter av forsuren på bunndyr i elver og bekker i Sør-Varanger. O-87119/E-88421. 18 s.
- Bækken og Aanes 1990c. Har plantevernmidler uheldige virkninger på dyrelivet i ferskvann. Statens fagtjeneste for landbruket nr. 7. 1990.
- Grande, M. 1991. Biologiske effekter av gruveindustriens metallforurensninger. NIVA-rapport O-89103 (under trykking).
- Hofsvang, T., Solem, J.O. and Bretten, S. 1987. Distribution and seasonal abundance of adult Tipulidae (Diptera) in the Dovrefjell national Park, South Norway. – Fauna norv. Ser. B 34: 51–56.
- Iversen, E.R., Aanes, K.J. og Grande, M. 1987. Rutineovervåking i Folla 1986. Statlig program for forurensningsovervåking, SFT, Rapport nr. 272/87, 63 s.
- Knutzen, J. og Skei, J. 1991. Kvalitetskriterier for miljøgifter i vann, sedimenter og organismer samt foreløpige forslag til klassifikasjon av miljøkvalitet. NIVA-rapport O-862602, 113 s.
- Lillehammer, A. 1974. Norwegian stoneflies. II. Distribution and relationship to the environment. – Norsk ent. Tidsskr. 21:195–250
- Mendl, H., Solem, J.O. and Bretten, S. 1987. Distribution and seasonal abundance of adult Limoniidae (Insecta, Diptera, Nematocera) in the Dovrefjell National Park, South Norway. –Fauna norv. Ser. B 34: 63–72.
- Muniz, I.P og Aagaard, K. Effekter av langtransportert forurensning på ferskvannsdyr i Norge – virkninger av en del sporelementer og aluminium. – NINA-utredning 013: 64 s.
- NIVA, 1969. Undersøkelse av Folla, Del 1, 1966–aug. 1968. NIVA-rapport, O-120/64, 75 s.
- NIVA, 1969. NIVA-rapport O-120/64. Undersøkelser av Folla, del 1.
- NIVA, 1970. NIVA-rapport O-120/64. Undersøkelser av Folla, del 2.
- NIVA, 1971–1980. NIVA-rapport O-120/64. Undersøkelse av Folla. Årsrapporter.
- NIVA, 1979. Biologiske metoder aktuelle ved overvåking av vannressurser (s. 89–101): Bunnfauna i ferskvann. NIVA O-75038.
- NIVA, 1983. Rutineovervåking i Folla 1981. Årsrapport for året 1981. Rapport nr. 39/81.
- NIVA, 1983. Rutineovervåking i Folla 1982. Årsrapport for året 1982. Rapport nr. 92/83.
- NIVA, 1984. Rutineovervåking i Folla 1983. Årsrapport for året 1983. Rapport nr. 137/84.
- NIVA, 1986. Rutineovervåking i Folla 1984–85. Overvåkingsrapport 259/86.

- NIVA, 1987. Rutineovervåking i Folla 1986. Overvåkingsrapport 272/87.
- Nøst, T. 1985. Distribution and food habits of mayflies (Ephemeroptera) in streams in the Dovrefjell mountains, Central Norway. – Fauna norv. Ser. B. 32: 100–105.
- Nøst, T. Aagaard, K., Arnekleiv, J.V., Jensen, J.W., Koksvik, J.I., og Solem, J.O. 1986. Vassdragsreguleringer og ferskvannsinvertebrater. En oversikt over kunnskapsnivået. – Økoforsk utredning 1986:1. 80 s.
- Rognerud, S. og Fjeld, E. 1991. Landsomfattende undersøkelse av tungmetaller i innsjøsedimenter og kvikksølv i fisk. SFT/SNT/NIVA-rapport 426/90 TA 714/1990. 79 s.
- Raastad, J.E. and Solem, J.O. 1989. Autogeny as successful reproductive strategy in high altitude balckflies (Diptera, Simuliidae). – Anns Limnol. 25: 243–249.
- SFT, 1989. Vannkvalitetskriterier for ferskvann.
- Solem, J.O. 1983. Temporary pools in the Dovre mountain, Norway and their fauna of Trichoptera. – Acta Entomol. Fennica 42: 82–85.
- Solem, J.O. 1985. Distribution and biology of caddisflies (Trichoptera) in Dovrefjell mountains, Central Norway. – Fauna norv. Ser. B 32: 62–79.
- Solem, J.O., Steinkjer, J. and Bretten, S. 1987. Distribution and seasonal abundance of adult stoneflies (Plecoptera) in the Dovrefjell National Park, South Norway. – Fauna norv. Ser. B. 34: 45–50.
- Aagaard, K., Olsen, A. and Solem, J.O. 1987. Chironomids of Blesbekken, an alpine tundra stream at Dovrefjell nationalpark, Norway. – Ent. scand. Suppl. 29: 349–354.
- Aanes, K. J. 1980a. Økologiske studier av resipientforhold i Folla. Et vassdragsavsnitt påvirket av gammel og ny gruveindustri. Hovedfagsoppgave i spesiell zoologi, Universitetet i Bergen, 1980. (Upubl.) VI + 325 s.
- Aanes, K. J. 1980b. A preliminary report from a study on the environmental impact of pyrite mining and dressing in a mountain stream in Norway. In: Advances in Ephemeroptera biology Ed. by J.F. Flannagan and K.E. Marshall, Plenum Publishing Corporation.
- Aanes, K. J. 1988. Environmental impact of pyrite mining and dressing on a mountain stream in Norway. 17 pp. Proceedings from: International Conference on Control of Environmental Problems from Metal Mines, Røros, Norway.
- Aanes, K.J. 1989. Biotester/ferskvann/makrovertebrater. Vann. Vol. 24 nr. 3: 482–483.
- Aanes, K.J., Grande, M og Iversen, E. 1983. Rutineovervåking i Folla 1981. Statlig program for forurensningsovervåking, SFT. Rapport nr. 39/82, 73 s.
- Aanes, K.J. m.fl. 1988. Program. Fase 2. Bruk av vassdragets bunnfauna i vannkvalitetsklassifisering. Påvirkningstyper: I Sur nedbør og II Tungmetaller. 6 s.

- Aanes, K.J., Grande, M. og Iversen, E.R. 1983. Rutineovervåking i Folla, 1987. Statlig program for forurensningsovervåking. SFT. Rapport nr. 344/89, 54 s.
- Aanes, K.J. og T. Bækken. 1989a. Bruk av vassdragets bunnfauna i vannkvalitetsklassifiseringen. Nr. 1. Generell del. 0-87119/E-88421. 62 s.
- Aanes, K.J. og T. Bækken. 1989b. Bioassays with macroinvertebrates in running water on pesticides commonly used in Norwegian agriculture. Foredrag holdt under Nordisk Plantevernkonferanse. Marienlyst 5-6 des. 1989.
- Aanes, K.J. og T. Bækken. 1990. Fremdriftsrapport 1990 med plan for videre arbeid. Bruk av vassdragets bunnfauna i vannkvalitetsklassifisering. Metaller. NIVA 6 s.

5.3 TERRESTRISKE INVERTEBRATER

Av: Kaare Aagaard¹⁾, Oddvar Hanssen ¹⁾ og Dagfinn Refseth²⁾
1) Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7004 Trondheim.
2) Universitetet i Trondheim, AVH, 7004 Trondheim.

5.3.1 Innledning

Insektfaunaen på Dovre er godt kjent. Området har siden forrige århundre trukket til seg entomologer på grunn av den særegne fjellfaunaen som finnes der. Kunnskapen om de terrestriske invertebratgruppene (virvelløse dyr) stammer dels fra klassiske faunistiske publikasjoner, dels fra nyere økologiske undersøkelser.

5.3.2 Biller (Coleoptera)

Kunnskapen om Dovrefjells billefauna er til dels basert på eldre funn som er gjort i nærheten av de tradisjonelle fjellstuene på Fokstua, Hjerkin, Kongsvold og Drivstua. I tillegg til dette kommer mer regelmessige innsamlinger i forbindelse med økologiske undersøkelser i nyere tid.

Av de eldre fjellstuelokalitetene er det særlig Kongsvold og Hjerkin som er av interesse i denne sammenhengen, men også opplysninger fra Fokstua og Drivstua er verdifulle for å få frem et helhetsbilde av billefaunaen. Fremdeles er deknningen av lokaliteter langt fra god og det er nødvendig å utnytte den generelle kunnskapen om artenes opptreden for å få et noenlunde komplett bilde.

Materialet gir bare i noen få tilfeller informasjon om artenes kvantitative fordeling og forekomst i ulike vegetasjonstyper, høydenivå etc. Mange eldre funn har unøyaktige eller tvetydige lokalitetsangivelser, f.eks. Dovre, som kan være både kommunen og fjellplatået.

I det området som omfattes av Dovrefjell nasjonalpark og ligger innenfor "størst påvirkningsgrad"-sektoren, er det med sikkerhet registrert 178 arter. Dessuten er det ved Hjerkin og Drivstua funnet ytterligere 88 arter. Det totale antallet registrerte arter innen influensområdet er dermed rundt 260 arter. I hele Norge er det funnet rundt 3300 arter av biller. Ved Vålåsjø, som er spesielt godt undersøkt, er det påvist 333 arter. Antallet i Dovrefjellområdet er derfor sannsynligvis noe høyere enn det som er registrert så langt, selv om området er begrenset og inneholder store arealer med alpine biotoper.

De fleste funnene er gjort i det subalpine bjørkeskogsbeltet. Billefaunaen preges her av vanlige og vidt utbredte arter, som i mange tilfeller også forekommer i lavlandet. Flere av artene i bjørkeskogsbeltet er ellers karakteristiske for fjellet, hvor de normalt går opp i den alpine region.

Når det gjelder løpebiller (familien Carabidae), som er best undersøkt, ser artsutvalget på Dovrefjell ut til å være nokså likt det som er funnet i andre fjellområder i Sør-Norge, f.eks. i Jotunheimen. Det er registrert åtte arter i den alpine regionen, hvorav tre i den mellomalpine sone. Funnene er gjort ved Høgsnyta og Søndre Knutshø, i en høyde av 12–1700 m. Den eneste billen som er funnet i den høgalpine sonen, på Snøhetta, er kortvingen *Acidota crenata*. Men også de tre løpebilleartene fra mellomalpin sone må forventes å gå like høyt, de er faste innslag i alpine områder i hele Skandinavia.

I en økologisk undersøkelse i ca 1000 m høyde ved Grønbakken, på begge sider av fylkesgrensen, har NINA i 1989 og 1990 samlet inn invertebrater med fallfeller gjennom det meste av sommersesongen. Materialet fra 1989 inneholder 63 billearter og gir et første inntrykk av artsfordelingen i et jordbunnslevende samfunn av biller i den lavalpine sone på Dovre. Resultatene må vurderes i forhold til metodesvakheter som skyldes at fellene fanger selektivt, men er forøvrig egnet ved sammenligning mellom områder og tidspunkter hvor samme metode benyttes.

De dominerende artene i felle materialet er løpebillene *Carabus glabratus*, *Patrobus atrorufus* og kortvingene *Quedius fellmanni*, *Eucnecosum brachypterum*, *Eucnecosum tenue*, *Anthophagus alpinus*, *Boreaphilus henningianus*, *Mycetoporus monticola*, *Mycetoporus nigrans* og *Liogluta alpestris*. Disse utgjør tilsammen 85% av individene i materialet.

En del av artene som er registrert i Dovrefjellområdet, er regnet som relativt sjeldne i Sør-Norge, men er ofte mer vanlige i nordlige deler av Skandinavia. Enkelte ser ut til å ha en bisentrisk utbredelse, men med forbehold, siden de mellomliggende områdene er dårlig undersøkt. Eksempler på arter med slik utbredelse er *Helophorus lapponicus* og kortvingene *Acidota quadrata*, *Eudectus giraudi*, *Atheta altaica*, *A. ebenina*, *A. frigida* og *A. islandica*.

Dessuten er en del arter bisentriske i europeisk sammenheng. Det gjelder de boreo-alpine artene, som utenom Skandinavia (og delvis Island) finnes i sør- og mellom-europeiske fjellområder.

Endemiske arter er knapt nok kjent fra Dovrefjell, men noen arter med spesiell utbredelse er registrert.

Det er her verdt å nevne snutebiller Ceutorhynchus viridanus (fam. Curculionidae, snute-biller). Den har sin eneste kjente nordeuropeiske forekomst i Gudbrandsdalsområdet og fra Kongsvold via Oppdal ned til Gjøra i Sunndal (leg. Arne Fjellberg, m.fl.). Arten er innenfor dette området relativt vanlig, hvor den lever monofagt på berggull (Erysimum hieracifolium).

Praktbiller Agrilus aurichalceus ssp. paludicola er i følge Siebke (1875) funnet på "Dovre" (sannsynligvis Kongsvoll eller Drivstua) en gang i midten av forrige århundre. Dette er eneste norske funn av arten, og nåværende eksistens i området trenger derfor bekreftelse. Denne underarten utvikles i dvergbjørk (Betula nana), og er ellers funnet spredt i Nord-Sverige og i store deler av Finland.

Omiamina mollina (fam. Curculionidae) er tatt ved Drivstua og bare på fire andre steder i Norge. Ellers bare kjent fra Danmark i Norden.

Fleutiauxellus algidus (fam. Elatridae, smellere) er funnet flere steder mellom Dovre og Kongsvoll, men er ellers bare kjent fra et par lokaliteter i Norge (Hedmark og Hordaland) og noen få i Finland og Nord-Sverige.

Psephidonus nigrita (fam. Staphylinidae, kortvinger) er tatt ved Kongsvoll av Arne Fjellberg og er ellers bare funnet på fire eller fem steder i Norge.

Mniusa grandiceps (fam. Staphylinidae) er en sjelden art som i Sør-Norge bare er funnet ved Hjerkin og Vålåsjø. For øvrig forekommer den sporadisk i Nord-Norge (Troms og Finnmark), Sverige og Finland.

En stor del av de billeartene som er funnet på Dovre, er funnet også i Jotunheimen og på Hardangervidda. Selv om kunnskapen om Dovrefjells billefauna fremdeles er mangelfull, ser artsutvalget ut til å være ganske representativt for et fjellområde i Sør-Norge. Dessuten er det et ikke ubetydelig innslag av arter som er sjeldne både i norsk og skandinavisk sammenheng, eller som har et interessant utbredelsesmønster m.h.t. dyregeografiske studier. Med tanke på Dovrefjellområdets geologiske og botaniske særegenheter er det rimelig å forvente at nærmere undersøkelser vil avsløre flere interessante aspekter ved billefaunaen.

5.3.3 Sommerfugler (Lepidoptera)

For denne ordenen av insekter gjelder også mye av det som er nevnt for biller; innsamlingene er konsentrert rundt fjellstuene, ofte uten eksakte lokalitet- og høydeangivelser. Dovrefjell har imidlertid vært ennå mer populært blant de zoologene som arbeidet med sommerfugler enn de som konsentrerte seg om biller.

Det foreligger en rekke klassiske "beretninger" fra området; Siebke (1863), Wocke (1864), Schøyen (1879) og Sparre Schneider (1913).

Mellom disse "oppdagelsesberetningene" og mer moderne undersøkelser gikk det en periode på nesten femti år hvor det med få unntak (Opheim 1950) omtrent ikke ble publisert nye funn fra området. I de siste tjue år er det igjen blitt samlet i området og til dels mye mer regelmessig enn tidligere. Kunnskapen om de små sommerfuglartene er blitt vesentlig bedre etter at nordiske entomologer som Kyrki, Larsen, Karsholt og Aarvik har undersøkt området. Videre er nattflyene (fam. Noctuidae) fulgt med innsamlinger gjennom hele sesongen av Gulbrandsen (1977), og Hegvik (1977) har bearbeidet et tilsvarende materiale av målere.

Det er ikke mulig her å gi en eksakt fortegnelse over hvilke sommerfuglarter som er funnet på hvilke lokaliteter i det aktuelle området. Men ut fra en generell kunnskap om sommerfuglfaunaen på Dovre er det mulig å peke på spesielle interessante arter og et fordelingsmønster i de ulike høydesonene.

Av de større sommerfuglartene, "makrolepidoptera", går ca tolv arter opp i det mellomalpine på Dovre. Dette er dels arter med en vid utbredelse også i lavlandet, slik som *Hadena caesia* og *Hesperia comma*. Det er videre arter som er utpreget nordlige, men som også finnes i fjellet i Sør-Norge, f.eks. *Sympistis zetterstedti*, *Psodos hirtata* (coracina), *Polia richardsoni*, *Hada staudingeri*, *Erebia pandrose*, *Boloria napaea* og *Hada dovrensis*. Sistnevnte art ble beskrevet som ny art fra Dovre i 1864. De to siste artene som tilhører denne gruppen finnes i Norden bare i fjellområdene i sør; *Albulina orbitulus* og *Agrotis fatidica*.

I den lavalpine sonen kommer det inn over 20 arter som er vanlig også i lavlandet. Men også her finner vi en rekke arter som er begrenset til fjellområdene, i alt 14 arter.

Nede i bjørkeskogen stiger artsantallet sterkt. Av tilsammen 110 arter er rundt 90 arter vanlige også i lavlandet. Av de resterende 20 arter er flere spesielt knyttet til Dovre og en art var i mange år kjent som *Pachnobia kongsvolddensis*, nå *Xestia sajana*, da den viste seg å være beskrevet fra Sibir tidligere.

Av de mindre sommerfuglartene, "microlepidoptere", er det funnet over 140 arter på Dovre. En spesielt interessant art her er *Plutella haasi* i familien Yponomeutidae. Den er opprinnelig beskrevet fra Kongsvoll og Saisen i Sentral-Asia. Nå er arten også kjent fra Geitberget ved Hjerkin, Lom og Vågå i Norge. *Bryotropha purpurella* og *Gnorimoschena valesiella* (fam. Gelechiidae) er så langt bare funnet på Kongsvoll i Norge. Viklerne *Acleris implexana* og *A. arcticana*, samt pyraliden *Eurrhysis phrygialis*, er i Norge også bare kjent fra Dovrefjellområdet (Aarvik in litt.).

Kunnskapen om de rundt tre hundre sommerfuglartene som er kjent fra området er basert på innsamlinger på mange enkeltlokaliteter innen området. Med tanke på de undersøkelsene som eventuelt skal følge opp denne utredningen, er det nødvendig å etablere noen faste "målepunkter" eller lokaliteter innen området og registrere faunaen der så nøye som mulig.

5.3.4 Spretthaler (Collembola)

Spretthaler tilhører de få dyregruppene som er karakteristisk for de høyalpine områdene. Arter som *Anurida alpina*, *A. frigida*, *Onychirus arcticus*, *Folsomia agrelli*, *Vertagopus arcticus* og *Sminthurinus concolor* finnes bare i denne sonen.

Spretthaler (Collembola) er bearbeidet og publisert fra Dovrefjell bl.a. av Fjellberg (1976, 1987). Han oppgir 71 arter fra området rundt Kongsvoll og antar at det videre finnes 25–30 arter i området som så langt ikke er registrert. Fjellområdene i nasjonalparken har et klart element av "sjeldne", nordlige arter. I arbeidet fra 1976 beskriver Fjellberg en ny art, *Folsomia dovrensis* fra nordre Knutshø.

5.3.5 Nettvinger og mudderfluer (Neuropteroide og Mecoptera)

Tolv arter av disse gruppene ble påvist av Greve, Solem og Bretten (1987). Ingen av artene gikk opp i den mellomalpine sonen. I den lavalpine sonen ble det funnet seks arter og i den subalpine sonen ble alle tolv påvist.

5.3.6 Trips (Thysanoptera)

Av 88 kjente tripsarter i Norge, er 26 registrert innen Dovrefjell nasjonalpark (Olsen & Solem 1982). De fleste artene er kjent fra blandingsvegetasjonen langs Driva; antall arter faller så suksessivt med høyde over havet.

5.3.7 Tovinger (Diptera)

Insektordenen tovinger omfatter en lang rekke grupper eller familier av mygg og fluer. En del grupper med larvestadier i vann er omtalt i kap 5.2.2.3 . Langt de fleste artene har imidlertid larver som lever på land; i planter, råtnende organisk materiale, som parasitter på andre insekter eller virveldyr eller som "rovformer". Artene i denne ordene utgjør en viktig del av økosystemet.

Kjennskapen til terrestriske tovinger i Dovrefjell-området er fragmentarisk. Rognes (1982), Greve, Solem og Olsen (1984) og Greve, Solem og Bretten (1987) rapporterer funn av ulike tovinge-familier fra området rundt Kongsvoll. Også i eldre litteratur som Siebke (1863) og Schøyen (1877) er det gitt mer tilfeldige opplysninger om tovinger i det aktuelle området.

5.3.8 Årevinger (Hymenoptera)

Kjennskapen til årevingefaunaen, er som ved de fleste andre steder i vårt land, også svært begrenset for Dovrefjells vedkommende. Det er grunn til å tro at antall arter både innen gruppen snylteveps (u.ord. Apocrita, flere fam., bl.a. Ischneumonidae og Mymaridae) og planteveps (u.ord. Symphyta) er høyt i dette området.

Fra familien Mymaridae, kjent som snyltere på insekter, er det kjent 14 arter, hvorav følgende to er nybeskrivelser: Alaptus globularius og Ooctonus dovrensis (Solem & Sveum 1980, Sveum & Solem 1980, 1981). Et materiale av snylteveps fra Dovrefjell er bearbeidet ved museet i Amsterdam, men det er ennå ikke publisert.

Planteveps har sitt globale tyngdepunkt i nordlige strøk, og mange av Norges hittil 750 registrerte arter lever på vier og bjørkearter i fjellområder. Noen av artene regnes som endemiske for den skandinaviske fjellkjeden. Klubbvepsarten Praia taczanowskii er funnet ca 10 ganger på verdensbasis,

blant annet ved Kongsvoll.

5.3.9. Kunnskap om effekten av de aktuelle utslipp på terrestriske invertebrater.

Også for de terrestriske invertebratene har vi i dag liten eksakt kunnskap om effekten av de aktuelle utslippsstoffene.

Pedersen og Nybø (1990) siterer dokumentasjon for at spretthaler kunne bioakkumulere kadmium med en faktor på fem i forhold til føden, mens bly og kopper ikke ble akkumulert. Arter av spretthaler ser ut til å kunne utvikle toleranse mot bly og kadmium. Både endring av pH og forurensninger av metaller påvirker artssammensetningen av spretthaler.

Pedersen og Nybø (1990) referere også arbeider som viser at løpebiller i noen grad har begrenset akkumulering av tungmetaller. Dette skyldes måten de velger og fortærer føden på. Hos bladbiller og snutebiller som lever av planteføde, ble kadmium oppkonsentrer ca 5 ganger. Undersøkelser om innvirkning av tungmetaller på løpebiller er motstridende når det gjelder påvirkningsgrad. I en undersøkelse gikk sjeldne arter tilbake i antall mens vanlige arter økte, men i en annen undersøkelse var det ingen klar sammenheng.

5.3.9 Litteratur

- Bily, S. 1982. The Buprestidae (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark. – Fauna Ent. Scand. 10: 1–111.
- Fjellberg, A. 1976. Collembola from mountains in South Norway. – Norw. J. Ent. 23: 127–137.
- Fjellberg, A. 1987. Collembola from the Dovrefjell National Park, South Norway. – Fauna norv. Ser. B 34: 73–74.
- Greve, L., Solem, J.O. and Bretten, S. 1987. Distribution, abundance and phenology of adult Neuropteroidea (Orders Planipennia, Raphidioptera and Megaloptera) and Mecoptera in the Dovrefjell mountains, South Norway. – Fauna norv. Ser. B. 34: 57–62.
- Greve, L., Solem, J.O. and Bretten, S. 1987. Bibionidae, Xylophagidae, Rhagionidae, Psilidae, Micropezidae, Clusiidae and Piophilidae (Diptera) from the Dovrefjell National Park, South Norway. – Fauna norv. Ser. B 34: 75–79.
- Greve, L., Solem, J.O. and Olsen, A. 1984. Distribution and flight periods of Bibionidae (Dipt.) in the

- Dovrefjell Mountains near Kongsvoll, Central Norway. – Fauna norv. Ser. B 31: 88–91.
- Gulbrandsen, J. 1977. Fluktaktivitet, kopulasjonsfrekvens, eggmodning og kondisjonsforhold hos en del nattfly (Lepidoptera; Noctuoidea) i relasjon til meteorologiske faktorer på Kogsvoll, Sør-Trøndelag. Hovedfagsoppgave i zoologi, Univ. i Trondheim. 165 s.
- Hegvik, H. 1977. En sammenlignende undersøkelse av geometridefaunaen (Lepidoptera) i tre regioner i Midt-Norge, med særlig henblikk på bruken av lysfellemetoden. Hovedfagsoppgave i zoologi, Univ. i Trondheim. 182 s.
- Olsen, A. and Solem, J.O. 1982. On the Norwegian thrips fauna (Thysanoptera). – Fauna norv. Ser. B 29: 5–16.
- Opheim, M. 1950. Macro-Lepidoptera from Central Norway. – Norsk Entomologisk Tidsskrift, Bind VIII: 91–123.
- Pedersen, H.C. og Nybø, S. 1990. Effekter av langtransportert forurensing på terrestriske dyr i Norge. En statusrapport med vekt på SO₂, NO_x og tungmetaller. NINA-utredning 005: 54 s.
- Refseth, D. 1980. Ecological analyses of carabid communities – potential use in biological classification for nature conservation. – Biol. conserv. 17: 131–141.
- Rognes, K. 1982. A small collection of calypterate Diptera (Tachinidae Sarcophagidae, Calliphoridae, Muscidae) from the Dovre mountains, Southern Norway. – Fauna norv. Ser. B. 29:110–114.
- Schøyen, W.M. 1877. Bidrag til Gudbrandsdalens og Dovrefjelds Insektfauna. – N. Mag. f. Naturv. B. 24.
- Siebke, H. 1863. Beretning om en i Sommeren 1861 foretagen entomologisk Reise.– Nyt magazin for naturvid, bind 12:105–...
- Solem, J.O., Sveum, P. 1980. *Ooctonus dovrensis* n.sp. from Norway (Hymenoptera: Mymaridae). – Ent. scand. 11: 274–276.
- Sveum, P. and Solem, J.O. 1980. *Alaptus globularis* n.sp. from Central Norway (Hymenoptera: Mymaridae). – Ent. scand. 11: 127–128.
- Sveum, P. and Solem, J.O. 1981. Faunistical notes on Mymaridae (Hymenoptera). – Fauna norv. Ser. B. 28: 41–43.
- Sparre Schneider, J. 1913. Til Dovres Lepidopterfauna. – Tromsø Mus. Aarsh. 34.
- Wocke, M.F. 1864. Ein Beitrag zur Lepidopternfauna Norwegens. – Stettinen Entomologische Zeitung 25: 166–200.

5.4 FUGL

5.4.1 Fugl biogeografi

Av: Ole Reitan
Norsk institutt for naturforskning
Tungasletta 2
7004 Trondheim

Formålet her er å gi en oversikt over eksisterende informasjon om fuglefaunaen i påvirkningsområdet til det planlagte forbrenningsanlegget på Hjerkin.

Forbrenningsanlegget er planlagt sentralt på Dovrefjell, med ca. 10 km til Kongsvoll og ca. 15 km til Fokstumyra.

Hele Dovrefjell-området har lenge vært kjent som et meget godt område for fugl, både i og langt utenfor Norge. Området har vært besøkt av mange ornitologer både i dette og forrige århundre. Det forelå relativt mye informasjon om fuglefaunaen her allerede på 1800-tallet. Store deler av platået er beskrevet faunistisk for fugl. Det er publisert oversikter over fuglefaunaen særlig for Dovrefjell nasjonalpark, for de deler av området som tilhører Drivas nedbørfelt, samt for området Fokstumyra-Hjerkin.

Det er i denne sammenheng nødvendig å ta med fugleinformasjoner fra hele Dovreplatået. For det første fordi hele Dovrefjell må betraktes som et sammenhengende fugleområde med svært mange viktige lokaliteter for fugl, og hele Dovrefjell er et meget viktig område for fugl i landssammenheng. For det andre er det i denne utredningen for tidkrevende å sjekke opp hvilke originaldata som bare er fra nedslagsfeltet til planlagt forbrenningsanlegg, som defineres som en sirkel på ca. 10 km rundt anlegget. Dessuten er det stort sett nødvendig å betrakte alle arealene på Dovreplatået som en enhet når det gjelder fugle-utbredelse. Det synes som de fleste arter som er påtruffet her, kan forekomme i de fleste delene av Dovrefjell.

Observasjonene som danner grunnlag for oversikten kan være både fra **Dovrefjell nasjonalpark** og **Fokstumyra** samt **mellomliggende terreng**, eller fra **fjellområdene** f.eks. mot Snøhetta.

5.4.1.1 Ulike naturtyper i nedslagsfeltet

Bjørkeskog dekker store deler av dalene og skoggrensa går relativt høyt her.

Flere vann ligger på platået og i fjellområdene rundt. Elvene renner dels mot nord og Driva, dels mot øst (Folla) og i vest mot Grøna, Jora og Lågen.

Fokstumyra og områdene rundt har vært særlig fokusert som meget viktige fugleområder og ble tidlig vernet som naturreservat. I tillegg ligger mange mindre myrområder spredt på Dovre.

Områdene over skoggrensa dekker store deler av både Dovrefjell og nedslagsfeltet til planlagt avfallsanlegg, og utgjør hekkeområder for mange av de observerte fugleartene.

Bergvegger og bratte partier er hekkeplasser for mange arter på Dovrefjell, og fins over det meste av området.

5.4.1.2 Fuglearter

Observerte fugler på Dovrefjell er vist i Tabell 5.4–1. Listen er neppe fullstendig, men er basert på de refererte kilder. Alle arter er plassert i så høy hekkekode som foreliggende informasjon kunne tilsi. Tilsammen er 153 fuglearter registrert i Tabell 5.4–1, derav er antakelig 104 arter hekkende. Dette betyr at over 40% av Norges hekkende fuglearter hekker på Dovrefjell.

Tabell 5.4–2 viser antall arter av de ulike fugleordener registrert på Dovre. Som helhet domineres området av spurvefugler, andefugler og vadefugler. Av disse gruppene er det også en relativt stor andel som hekker i området.

Tallrike arter finnes særlig blant spurvefugler og vadefugler (jf Møller 1975 og Kværne 1977).

5.4.1.3 Fugler i ulike naturtyper

Vannfugl har særlig gode forhold i Fokstumyra – Vålåsjøen, men fins ellers i mange mindre vatn over hele Dovrefjell. Bl.a. det store antall andefugl viser at vannfugl-faunaen er svært rik på Dovre.

Våtmarkstilknyttede fugl for øvrig har også meget gode forhold på Dovrefjell. Et stort antall vadefugl, samt tallrikhet til arter som f.eks. blåstrupe, og tranehekking, viser at denne del av fuglefaunaen er rik i området.

Rovfugltettheten på Dovrefjell er stor og mange arter hekker her. Dette er også et uttrykk for at områdene er rike på andre pattedyr og fugl og at mattilgangen her er stor.

Ugleforekomstene er også rike, særlig i forhold til høyden over havet. Det er spesielt i skogarealene at de er påtruffet, men jordugla er påvist hekkende flere steder, bl.a. Fokstumyra og rundt Gåvålia.

Tabell 5.4-1. Fuglearter påtruffet Dovrefjell. Basert på Hagen (1952, 1969), Kværne (1968, 1977), Haftorn (1971), Møller (1975), Bevanger og Jordal (1981), samt artikler i Vår Fuglefauna (1978-1990).

Koder: Som brukt i Norsk ornitologisk Forenings ATLAS prosjekt:

D= Konstatert hekking

C= Sannsynlig hekking

B= Mulig hekking

A= Ingen indikasjon på hekking

()= Observasjoner gjort før 1960

Smålom	<i>Gavia stellata</i>	A
Storlom	<i>Gavia arctica</i>	D
Dvergdykker	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	A
Horndykker	<i>Podiceps auritus</i>	A
Storskarv	<i>Phalacrocorax carbo</i>	(A)
Gråhegre	<i>Ardea cinerea</i>	A
Sangsvane	<i>Cygnus cygnus</i>	A
Sædgås	<i>Anser fabalis</i>	(A)
Dverggås	<i>Anser erythropus</i>	D
Ringgås (østlig)	<i>Branta bernicla bernicla</i>	A
Gås ubest.		A
Brunnakke	<i>Anas penelope</i>	D
Krikkand	<i>Anas crecca</i>	D
Stokkand	<i>Anas platyrhynchos</i>	D
Stjertand	<i>Anas acuta</i>	D
Knekkand	<i>Anas querquedula</i>	(D)
Ringand	<i>Aythya collaris</i>	A
Toppand	<i>Aythya fuligula</i>	D
Bergand	<i>Aythya marila</i>	B
Ærfugl	<i>Somateria mollissima</i>	A
Havelle	<i>Clangula hyemalis</i>	D

Svartand	<i>Melanitta nigra</i>	C
Sjørre	<i>Melanitta fusca</i>	D
Kvinand	<i>Bucephala clangula</i>	A
Siland	<i>Mergus serrator</i>	A
Laksand	<i>Mergus merganser</i>	B
Myrhauk	<i>Circus cyaneus</i>	D
Hønehauk	<i>Accipiter gentilis</i>	(D)
Spurvehauk	<i>Accipiter nisus</i>	D
Fjellvåk	<i>Buteo lagopus</i>	D
Kongeørn	<i>Aquila chrysaetos</i>	A?
Tårnfalk	<i>Falco tinnunculus</i>	D
Dvergfalk	<i>Falco columbarius</i>	D
Jaktfalk	<i>Falco rusticolus</i>	D
Vandrefalk	<i>Falco peregrinus</i>	(D)
Lirype	<i>Lagopus lagopus</i>	D
Fjellrype	<i>Lagopus mutus</i>	D
Orrfugl	<i>Tetrao tetrix</i>	B
Storfugl	<i>Tetrao urogallus</i>	D?
Vaktel	<i>Coturnix coturnix</i>	(A)
Myrrikse	<i>Porzana porzana</i>	A
Trane	<i>Grus grus</i>	D
Tjeld	<i>Haematopus ostralegus</i>	(A)
Sandlo	<i>Charadrius hiaticula</i>	D
Boltit	<i>Charadrius morinellus</i>	D
Heilo	<i>Pluvialis apricaria</i>	D
Vipe	<i>Vanellus vanellus</i>	D
Temmincksnipe	<i>Calidris temminckii</i>	D
(Spisshalesnipe)	<i>Calidris acuminata</i>	ikke godkjent obs.)
Fjæreplytt	<i>Calidris maritima</i>	D
Myrsnipe	<i>Calidris alpina</i>	C
Brushane	<i>Philomachus pugnax</i>	D
Enkeltbekkasin	<i>Gallinago gallinago</i>	D
Dobbeltbekkasin	<i>Gallinago media</i>	D
Rugde	<i>Scolopax rusticola</i>	D
Småspove	<i>Numenius phaeopus</i>	D
Storspove	<i>Numenius arquata</i>	A
Rødstilk	<i>Tringa totanus</i>	D
Gluttsnipe	<i>Tringa nebularia</i>	D
Skogsnipe	<i>Tringa ochropus</i>	A
Grønnstilk	<i>Tringa glareola</i>	D
Strandsnipe	<i>Actitis hypoleucos</i>	D
Svømmesnipe	<i>Phalaropus lobatus</i>	D
Fjelljo	<i>Stercorarius longicaudus</i>	A
Hettemåke	<i>Larus ridibundus</i>	A
Fiskemåke	<i>Larus canus</i>	D
Sildemåke	<i>Larus fuscus</i>	A
Rødnebbterne	<i>Sterna paradisaea</i>	A
Ringdue	<i>Columba palumbus</i>	D
Tyrkerdue	<i>Streptopelia decaocta</i>	A

Gjøk	<i>Cuculus canorus</i>	D
Hubro	<i>Bubo bubo</i>	A
Snøugle	<i>Nyctea scandiaca</i>	A(D)
Haukugle	<i>Surnia ulula</i>	D
Spurveugle	<i>Glaucidium passerinum</i>	A
Hornugle	<i>Asio otus</i>	D
Jordugle	<i>Asio flammeus</i>	D
Perleugle	<i>Aegolius funereus</i>	B(D)
Nattravn	<i>Caprimulgus europaeus</i>	(A)
Tårnseiler	<i>Apus apus</i>	C
Vendehals	<i>Jynx torquilla</i>	D
Gråspett	<i>Picus canus</i>	A
Grønnspekk	<i>Picus viridis</i>	A
Flaggspekk	<i>Dendrocopos major</i>	A
Hvitryggspekk	<i>Dendrocopos leucotos</i>	A
Dvergspett	<i>Dendrocopos minor</i>	D
Tretåspett	<i>Picoides tridactylus</i>	D
Sanglerke	<i>Alauda arvensis</i>	A
Fjellerke	<i>Eremophila alpestris</i>	D
Sandsvale	<i>Riparia riparia</i>	D
Låvesvale	<i>Hirundo rustica</i>	A
Taksvale	<i>Delichon urbica</i>	D
Trepiplerke	<i>Anthus trivialis</i>	D
Heipiplerke	<i>Anthus pratensis</i>	D
Gulerle	<i>Motacilla flava</i>	D
Linerle	<i>Motacilla alba</i>	D
Sidensvans	<i>Bombycilla garrulus</i>	A
Fossefall	<i>Cinclus cinclus</i>	D
Gjerdsmett	<i>Troglodytes troglodytes</i>	B
Jernspurv	<i>Prunella modularis</i>	D
Rødstrupe	<i>Erithacus rubecula</i>	D
Blåstrupe	<i>Luscinia svecica</i>	D
Svartrødstjert	<i>Phoenicurus ochruros</i>	(A)
Rødstjert	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	D
Buskskvett	<i>Saxicola rubetra</i>	B
Steinskvett	<i>Oenanthe oenanthe</i>	D
Ringtrost	<i>Turdus torquatus</i>	D
Svarttrost	<i>Turdus merula</i>	C
Gråtrost	<i>Turdus pilaris</i>	D
Måltrost	<i>Turdus philomelos</i>	D
Rødvingetrost	<i>Turdus iliacus</i>	D
Gulsanger	<i>Hippolais icterina</i>	B
Møller	<i>Sylvia curruca</i>	B(D)
Tornsanger	<i>Sylvia communis</i>	(D)
Hagesanger	<i>Sylvia borin</i>	B
Munk	<i>Sylvia atricapilla</i>	D
Gransanger	<i>Phylloscopus collybita</i>	A
Løvsanger	<i>Phylloscopus trochilus</i>	D
Fuglekonge	<i>Regulus regulus</i>	A

Grå fluesnapper	<i>Muscicapa striata</i>	D
Svarthvit fl.	<i>Ficedula hypoleuca</i>	D
Stjertmeis	<i>Aegithalos caudatus</i>	A
Løvmeis	<i>Parus palustris</i>	(A)
Granmeis	<i>Parus montanus</i>	D
Lappmeis	<i>Parus cinctus</i>	D?
Toppmeis	<i>Parus cristatus</i>	A
Blåmeis	<i>Parus caeruleus</i>	A
Kjøttmeis	<i>Parus major</i>	D
Trekryper	<i>Certhia familiaris</i>	A
Tornskate	<i>Lanius collurio</i>	A
Varsler	<i>Lanius excubitor</i>	D
Nøtteskrike	<i>Garrulus glandarius</i>	A
Lavskrike	<i>Perisoreus infaustus</i>	D?
Skjære	<i>Pica pica</i>	D
Kråke	<i>Corvus corone cornix</i>	D
Ravn	<i>Corvus corax</i>	D
Stær	<i>Sturnus vulgaris</i>	D
Gråspurv	<i>Passer domesticus</i>	D
Bokfink	<i>Fringilla coelebs</i>	D
Bjørkefink	<i>Fringilla montifringilla</i>	D
Grønnfink	<i>Carduelis chloris</i>	A
Stillits	<i>Carduelis carduelis</i>	A
Grønnsisik	<i>Carduelis spinus</i>	B
Tornirisk	<i>Carduelis cannabina</i>	A
Bergirisk	<i>Carduelis flavirostris</i>	D
Gråsisik	<i>Carduelis flammea</i>	D
Grankorsnebb	<i>Loxia curvirostra</i>	A
Furukorsnebb	<i>Loxia pytyopsittacus</i>	(A)
Korsnebb ubest.	<i>Loxia sp.</i>	A
Konglebit	<i>Pinicola enucleator</i>	A
Dompap	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	B
Lappspurv	<i>Calcarius lapponicus</i>	D
Snøspurv	<i>Plectrophenax nivalis</i>	D
Gulspurv	<i>Emberiza citrinella</i>	B
Hortulan	<i>Emberiza hortulana</i>	(B)
Sivspurv	<i>Emberiza schoeniclus</i>	D

Skoghekkende arter utgjøres mest av spurvefugler, men også f.eks. mange spetter er påvist i områdene her.

Mange spesielt viktige fugleområder fins på Dovre og er tidligere nevnt av flere. Dette gjelder både vann og myrområder, elveløp, spesielt viktige bjørkskogsarealer og punktlokaliteter av ulike slag. De fins på alle deler av Dovrefjell.

Tabell 5.4-2. Fuglearter Dovrefjell fordelt på de ulike fugleordener.

Antall norske arter pr. 1.1.1981.

ORDEN	Antall på Dovre		Antall i Norge
	Hekkende(DB)	Sum obs.	
Lommer	1	2	4
Lappedykkere	0	2	5
Pelikanfugler	0	1	5
Storkefugler	0	1	13
Andefugler	12	19	44
Haukefugler	4	5	16
Falkefugler	4	4	6
Hønsfugler	4	5	8
Tranefugler	1	2	12
Vade, måke og alkefugler	18	25	91
Duefugler	1	2	6
Gjøkfugler	1	1	3
Ugler	5	7	15
Nattravner	0	1	1
Seilere	1	1	3
Spettefugler	3	7	8
Spurvefugler	49	68	154

5.4.1.4 Næringskjeder og årstidsvariasjon i fugl på Dovrefjell

Næringsforholdene er rike på Dovrefjell for fugl som lever av mange ulike næringsemner. Det er mange både insektetende, planteetende og kjøttetende fuglearter i området, og vi kan finne mange ulike næringskjeder i området. Dovrefjell har relativt til andre fjellområder mange topppredatorer som antakelig er sårbare for ulike miljøgifter. Rovfugl og ugletetthetene er generelt store i området.

Langt de fleste arter som hekker på Dovrefjell er insektetende og dessuten trekkfugler. Dette betyr bl.a. at fuglesamfunnene her er langt større om sommeren enn i vinterhalvåret. Likevel er mange av de påviste artene funnet i området utenfor hekkesesongen. Mange er påtruffet her kun utenfor hekkesesongen. Relativt mange arter i forhold til høyden over havet er egentlig lavlandshekkende arter. De aller fleste av disse er kun påtruffet på besøk.

5.4.1.5 Kvantitative forhold

Kvantitative fugletakseringer er foretatt i liten grad på Dovrefjell, og i få biotopyper. NINA har i årene 1989–1990 foretatt spurvefugltakseringer i 3 prøvefelt over skoggrensa, i vesentlig dvergbjørkkraft, på Dovre. De vanligste artene her er løvsanger, blåstrupe og heipiplerke, tilsammen utgjorde disse 82% av alle spurvefuglterritorier (J.A.Kålås og H.C.Pedersen medd.).

Ved undersøkelsene i de 10 års vernete vassdrag ble det foretatt prøvefelttakseringer i bjørkeskog i Åmotsdalen nord for området. Dette viste at løvsanger, bjørkefink og gråtrost var tallrike arter, tilsammen 57% av alle påviste territorier. Den totale tetthet er større i bjørkeskog enn i områder over skoggrensen. Linjetakseringer i fjellbjørkeskog viste et lignende mønster, med de samme 3 artene som mest tallrike. I alpine områder dominerte generelt heipiplerke, med stedvis mye steinskvett (jf Bevanger og Jordal 1981).

De kvantitative data trenger dels en mer detaljert analyse, dels trengs nye takseringer i ulike biotoper, for å kunne vurdere påvirkningene fra et eventuelt avfallsanlegg på fuglefaunaen.

5.4.1.6 Litteratur

- Bentz, P.G. 1988. Sjeldne fugler i Norge i 1986. *Vår Fuglefauna* 11: 87–93.
- Bevanger, K. and Jordal, J.B. 1981. Fuglefaunaen i Drivas nedbørfelt, Oppland, Møre og Romsdal og Sør-Trøndelags fylker. *K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapp. Zool. Ser.* 1981(7). 145 s.
- Haftorn, S. 1971. *Norges Fugler*. Universitetsforlaget, Oslo.
- Hagen, Y. 1952. *Rovfuglene og viltpleien*. Gyldendal Norsk Forlag, Oslo.
- Hagen, Y. 1969. Norske undersøkelser over avkomproduksjonen hos rovfugler og ugler sett i relasjon til smågnagerbestandens vekslinger. *Fauna*, Oslo 22: 73–126.
- Håland, A. 1985. Utbredelse og bestandssituasjon for alpine dykkender i Norge; spesielt sjøorre og laksand. *Vår Fuglefauna* 8: 67–69.
- Kværne, M. 1968. Fokstumyras fuglefauna 1964–1967. *Sterna* 8(2): 49–64.
- Kværne, M. 1977. *Fokstumyra naturreservat*. Luther forlag, Oslo.
- Møller, H. 1975. Dyreliv. In: Gjærevoll, O. m.fl. (ed.), *Norges Nasjonalparker* 8. Dovrefjell og Ormtjernkampen. Luther forlag, Oslo, pp. 71–91.
- Opheim, J., Høitomt, G. and Østbye, T. 1981. *Faunistisk rapport fra Oppland 1978–1979*. *Vår*

Fuglefauna 4: 128–136.

Opheim, J., Høitomt, G. and Østbye, T. 1983. Faunistisk rapport fra Oppland 1980–1981. Vår Fuglefauna 6: 271–279.

Roalkvam, R. 1985. Smålomens *Gavia stellata* og storlomens *G. arctica* hekkeutbredelse i Norge. Meddelelse nr. 15 fra Atlasprosjektet. Vår Fuglefauna 8: 23–27.

Wabakken, P. and Sørensen, P. 1982. Fugl og pattedyr i Joras nedbørfelt. Kontaktutv. Vassdr.reg. Univ. Oslo Rapp. 54: 55 s.

5.4.2 Miljøgifter i fugl

Av: Torgeir Nygård
Norsk institutt for naturforskning
Tungasletta 2
7004 Trondheim

5.4.2.1 Tungmetaller

I henhold til Connell & Miller (1984) kan effekten av tungmetaller i organismer grovt klassifiseres i tre forskjellige kategorier; 1) blokkering av essensielle biologiske funksjonelle grupper av biomolekyler (eks. proteiner og enzymer); 2) substituering av essensielle metallioner i biomolekyler; og 3) modifisering av den aktive struktur hos biomolekyler.

De ulike metaller har ulike giftighetsgrader, og giftigheten er ganske lik for forskjellige dyregrupper. Basert på ionenes bindingsegenskaper kan metallene klassifiseres i to hovedgrupper; klasse A = oksygensøkende, klasse B = nitrogen- eller svovelsøkende; og en intermediær gruppe (Tabell 5.4–3). Ionene i klasse B er mer giftige enn de intermediære, som igjen er mer giftige enn klasse A. Grovt sett skyldes metallenes toksisitet følgende forhold:

1) De mest toksiske klasse B ioner virker på flere måter: a) De binder seg til SH grupper (eks. cystein) og nitrogenholdeige grupper (eks. lysin og histidin imidazol) på katalytisk aktive sentre i enzymer. b) De kan ta plassen til andre metaller (eks. Zn) i metalloenzymer, og dermed inaktivere de. c) Sammen med andre metaller kan de danne lipidløselige organometalliske ioner (herunder Hg, As, Sn, Tl og Pb) som kan trenge igjennom biologiske membraner og akkumuleres i cellene. d) Noen metaller i

metalloproteiner kan virke oksyderende/reduserende, f.eks. ved å redusere Cu^{2+} til Cu^+ , som kan føre til funksjonelle forandringer hos molekylene.

Tabell 5.4–3. Klassifisering av metallioner i toksisitetklasser.

(Etter Connell & Miller 1984).

Klasse A	Intermediære	Klasse B
Pb^{2+}	Al^{3+}	Au^+
Sn(IV)	Mg^{2+}	Ag^+
As(III)	Be^{2+}	Pb(IV)
Fe^{3+}	Ca^{2+}	Hg^{2+}
Sb(III)	Na^+	Cu^+
Co^{2+}	K^+	Tl^{3+}
Ni^{2+}	Cs^+	Pt^{2+}
Zn^{2+}	Li^+	Tl^+
V^{2+}	Ba^{2+}	Bi^{3+}
Cd^{2+}	Sr^{2+}	Pd^{2+}
	Sn^{2+}	
	Ti^{2+}	
	Cr^{2+}	
	Mn^{2+}	

2) Intermediære ioner kan erstatte andre intermediære ioner eller klasse A ioner fra biomolekyler. Når dette skjer i enzymer kan enzymets aktivitet bli nedsatt. Substitusjon av Ca^{++} i membranproteiner kan føre til funksjonelle problemer over membranen.

3) Giftigheten til klasse A ioner bygger på at et klasse A ion substituerer et annet klasse A ion, f.eks. kan et enzym deaktiveres hvis Be^{2+} substitueres for Mg^{2+} .

De mest aktuelle tungmetallene innenfor denne konsekvensanalysen er kvikksølv (Hg) og kadmium (Cd). Bly (Pb), kobber (Cu), zink (Zn), arsen (As), krom (Cr) og nikkel (Ni) er også aktuelle. Bøhler (1990) oppgir kun potensielle nedfallsverdier for Hg og Cd for det planlagte anlegget.

Kvikksølv er det metallet som har ført til de største problemene for fugl, og er derfor viet stor interesse innen miljøforskningen de siste tretti år. Metallet er ikke--essensielt, og all forekomst av Hg i celler er uønsket. Hg kan omdannes fra metallisk Hg til mer giftige organiske forbindelser som

metylkvikksølv av mikroorganismer. Kvikksølv kan oppkonsentreres gjennom næringskjedene (Eisler 1987). Eksperimentelle studier har vist bl.a. nedsatt eggkullstørrelse og klekkbarhet samt økt kyllingdødelighet hos storkand (Heinz 1974, Heinz & Locke 1976, nedsatt klekkbarhet hos fasaner (Fimreite 1971). Heinz (1979) viste atferdsforstyrrelser hos storkender som hadde fått 0.5 ppm metylkvikksølv i foret, og atferdsavvik var påvisbart i to generasjoner etter avsluttet kvikksølvforing. Organnivåene hos disse fuglene var sammenlignbare med de verdiene en ofte har funnet hos ville ender i USA. I Sverige førte bruken av metylkvikksølv som beisemiddel for korn i landbruket til at mange fuglebestander ble sterkt redusert. Frøspisende arter som smånagere, gulspurv og duer ble akutt forgiftet, og disse ble i sin tur lett bytte for rovfugler som tårnfalk og hønsehauk, som ble forgiftet gjennom sitt bytte (Borg et al. 1969). Fimreite (1971) viste nedsatt klekkesuksess hos fasaner, hvor egginnholdet var 0,5–1,5 ppm Hg, og innholdet i lever var 2 ppm. I dette og andre forsøk har de adulte fuglene oppført seg normalt, effekten har først og fremst vært på reproduksjonsevnen.

Kadmium er i likhet med Hg et ikke-essensielt metall. De største problemene med kadmiumforurensning har en hatt rundt smelteverk og i urbaniserte strøk. Dyresamfunn i ferskvann har vist seg mer følsomme enn marine og terrestre samfunn. Fugl er forholdsvis tolerante mot kadmium. Fysiske skader ved høye doser er redusert vekst, anemi og testikkelskader. Effektene kan reduseres ved tilskudd av Zn, Fe, askorbinsyre, Ca eller Se. Skadelige effekter kan ventes når nivåene i næringen overstiger 0.1 ppm. Nivåer over 5 ppm i hele kroppen eller over 200 ppm i nyrene er livstruende (Eisler 1985).

Bly er et ikke-essensielt metall som er giftig i de fleste forbindelser. Organiske blyforbindelser er mer giftige enn uorganiske. Bly kan påvirke dannelsen av blodceller gjennom at hemoglobinsyntesen forstyrres. Pb er mutagent og teratogent, kan føre til nedsatt spermiekvalitet og fertilitet hos hanner, og kan i større doser gjøre alvorlig skade på sentralnervesystemet (Eisler 1988). Blyforgiftning blant fugl er et stort problem, spesielt hos ender og gjess, noe som først og fremst skyldes oralt opptak av blyhagl brukt til jakt i våtmarker (Bløtekjær 1988).

Arsen er et relativt vanlig forekommende stoff i jordskorpa. Det kan forekomme både i organiske og i uorganiske former, hvor de uorganiske formene er de giftigste. Kilder til spredning av arsen i dag er impregnering av trevirke, utslipp fra smelteverk og avfallsforbrenning. Arsenikk er moderat giftig, er teratogent og carcinogent, og virker ellers inn på individenes allmenntilstand, som manifesterer seg gjennom lite spesifikke symptomer. I organismene skjer det biometylering av arsen, og de metylerte

forbindelsene har vanligvis en oppholdstid i kroppen på kun få dager (Eisler 1988).

For effekter av metaller på terrestriske dyr generelt, se også Pedersen og Nybø (1990).

5.4.2.2 Klororganiske forbindelser

Aktuelle stoffer er: Dioksiner (PCDD) og dibenzofuraner (PCDF), Polyklorerte bifenyler (PCB), Polyklorerte aromatiske hydrokarboner (PAH), klorbenzener (HCB), sykloheksaner (HCH), og klorfenoler. Bøhler (1990) oppgir kun maksimaldata for dioksiner og beslektede stoffer (i TCDD-ekvivalenter).

Dioksin, polyklorerte dibenzo- *para*- dioksiner (PCDD), finnes i spormengder i en del syntetiske kjemikalier og industriavfall. De er stabile, akkumuleres i fettvev, og er påvist i en lang rekke økosystemer. Som regel er kilden en spesialavfallsplass, et industriutslipp eller bruk av et PCDD-forurenset herbicid. Det finnes 75 PCDD-isomerer, hvorav noen er ekstremt toksiske. Det mest toksiske er 2,3,7,8-tetraklordibenzo- *para*- dioksin (2,3,7,8-TCDD). Kontaminering av miljøet med PCDD har mange steder ført til dødelighet blant både ville dyr og husdyr. Laboratoriestudier har vist at opptak av PCDD hos dyr kan føre til akutt eller senere død, samt carcinogene, teratogene, mutagene, histopatologiske, immunotoksiske og reproduksjonsmessige effekter (Eisler 1986).

PCB, polyklorerte bifenyler, finnes spredt over hele jordkloden i alle typer organismer, og skriver seg fra ulike former for industriell bruk, som isolerende væske i transformatorer, hydraulisk væske og i vakuumpumper. PCB når naturmiljøene gjennom lekkasjer, avfallsbrenning og sigevann fra avfallsplasser. PCB kan bestå av i alt 210 teoretisk mulige og 102 sannsynlige isomerer, med svært varierende giftighet. PCB-stoffer har lav flyktighet, lav vannløselighet, og er svært resistente mot kjemisk og biologisk nedbrytning. Temperaturer over 800 grader Celsius ved mer enn 10 sek. er nødvendig for å bryte ned PCB.

PCB's giftighet varierer mellom dyregrupper. Mårdyr er svært sensitive, fugler mer moderate (Connell & Miller 1984). Newton & Bogan (1978) viste effekter på klekkeevne hos spurvehaukegg ved relativt lave konsentrasjoner.

5.4.2.3 Andre miljøgifter

Aktuelle stoffer er (Bøhler 1990): Hydrogenfluorid (HF), Hydrogenklorid (HCl), Svoveldioksid (SO₂) og Nitrogenoksider (NO_X).

Effekt av fluor hos drøvtyggere er velkjent (eks. beinskjørhet hos sau). Lignende effekter er ikke funnet hos fugl. Henny & Burke (1990) fant ikke svakere bein hos nattheuger som hekket i et fluorekspontert miljø. Imidlertid har andre vist nedsatt vekst hos fugleunger (stær) som ble gitt lave doser (13–17 ppm) med fluorid oralt (Fleming et al. 1987).

Eventuelle effekter av SO₂, nitrogenoksider NO_X og HCl vil være indirekte gjennom gjødsling eller utarming av vegetasjonen, og gjennom påvirkning av lavere fauna. Dette vil det være umulig å si noe om på det nåværende tidspunkt, da en har for lite data å bygge på.

5.4.2.4 Miljøgifter i fugl fra området

Det ble analysert nyrer av 6 adulte og 2 juvenile liryper fra Kongsvoll i 1987 m.h.p. Cd, Cu og Zn. i forbindelse med en landsomfattende kartlegging av kadmium i liryper. Sammelignet med prøver av liryper fra andre steder av landet; i alt prøver fra 9 forskjellige steder, hadde fuglene fra Kongsvoll noen av de høyeste verdiene, gjennomsnittlig 47.1 ppm Cd for adulte fugler (n=6). Gjennomsnittet for adulte fra hele landet var 21.9 ppm (n=43) (Wren, Norheim, Nygård & Steinnes unpubl.).

Det ble i 1990 analysert 33 liryper fra Kongsvoll-området med hensyn på kadmium i lever og nyre. Fuglene ble analysert ved AVH, UNIT. Resultetene viser at rypene raskt akkumulerer Cd fra miljøet. Unge liryper hadde i regelen under 1 ppm Cd i lever eller nyre, mens gjennomsnittverdiene for adulte ryper var ca 22 ppm (våtvekt). Dette nivået ble nådd allerede etter 12 mnd., og ser deretter ut til å flate ut. (H.C. Pedersen, unpubl.).

Det er ikke kjent analyser av klorerte hydrokarboner i fugl fra det aktuelle området på Dovre.

5.4.2.5 Diskusjon

Fugl får i seg miljøgifter gjennom næringen. Planteetende fugler får stoffene i seg gjennom beiting av

vegetasjon. Arter som lever av insekter vil stå ett ledd høyere i næringskjedene, og over dette nivået finner vi rovfugler som lever av annen fugl. Toppredatorene kjennetegnes ved at de bare unntaksvis selv blir bytte for andre.

Noen miljøgifter har den egenskapen at de oppkonsentreres gjennom næringskjedene. Dette gjelder først og fremst stoffer som er lipofile (sterkt fettløselige). Blant disse finner vi klorerte hydrokarboner og metylkvikksølv. Det derfor viktig å følge opp disse med analyse, for å belyse hvordan de oppkonsentreres gjennom næringskjedene.

Et hovedproblem med å relatere de forventede nedfallsmengdene av de forskjellige stoffene fra forbrenningsanlegget til forventede nivåer i fugl, er at vi ikke vet konverterings eller akkumulasjonsfaktorer mellom nedfallsmengde pr arealenheter og opptak i planter og dyr. For å kunne si noe om dette, må en skaffe seg erfaringsdata. Siden de fleste av de stoffene det er snakk om deltar i en global transport gjennom luftstrømmene, vil det interessante i denne sammenhengen være hvor stort tillegg som kommer fra dette punktutslippet, og hvilke effekter dette har.

Det er nødvendig å analysere et referansemateriale for å kunne etablere bakgrunnsnivåer. Dette bør gjøres for de artene som er nevnt i konsekvensutredningsprogrammet.

5.4.2.6 Litteratur

Bøhler T. 1990. Vurdering av spredningsforhold for spesialavfallsanlegg på Hjerkin. – NILU OR 49/90.

Bløtekjær, K. 1988. Bly eller stål. En rapport om skadevirkninger av blyhagl og om egenskaper til stålhagl. – DN Rapport nr. 1-1988.

Borg, K. 1969. Alkyl mercury poisoning in Swedish terrestrial wildlife. – Viltrevy 6: 302-379.

Connell, D.W. and Miller, G.J. 1984. Chemistry and ecotoxicology of pollution. – John Wiley and Sons. New York.

Eisler, R. 1985. Cadmium hazards to fish, wildlife and invertebrates: a synoptic review. – U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. 85(1.2). 46 s.

Eisler, R. 1986. Dioxin hazards to fish, wildlife and invertebrates: a synoptic review. – U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. 85(1.8). 37 s.

Eisler, R. 1987. Mercury hazards to fish, wildlife and invertebrates: a synoptic review. – U.S. Fish

- Wildl. Serv. Biol. Rep. 85(1.10). 90 s.
- Eisler, R. 1988. Arsenic hazards to fish, wildlife and invertebrates: a synoptic review. – U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. 85(1.12). 92 s.
- Eisler, R. 1988. Lead hazards to fish, wildlife and invertebrates: a synoptic review. – U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. 85(1.14). 134 s.
- Fimreite, N. 1971. Effects of dietary methylmercury on ring-necked pheasants, with special reference to reproduction. – Can. Wildl. Serv. Occ. Pap. 9. 39 s.
- Fleming, W.J., Grue, C.E., Schuler, C.A. and Bunck, C.M. 1987. Effects of oral doses of fluoride on nestling European starlings. – Arch. Environ. Contam. Toxicol. 16: 483–490.
- Heinz, G.H. 1974. Effects of low dietary levels of methylmercury on mallard reproduction. – Bull. Environ. Contam. Toxicol. 11: 386–392.
- Heinz, G. 1979. Methylmercury: Reproductive and behavioural effects on three generations of mallard ducks. – J. Wildl. Manage. 43: 394–401.
- Heinz, G. and Locke, L.N. 1976. Brain lesions in Mallard ducklings from parents fed methylmercury. – Avian Dis. 20: 9–17.
- Henny, C.J. and Burke, P.M. 1990. Fluoride accumulation and bone strength in wild black-crowned night-herons. – Arch. Environ. Contam. Toxicol. 19: 132–137
- Newton, I. and Bogan, J. 1978. The role of different organochlorine compounds in the breeding of british sparrowhawks. – J. appl. Ecol. 15: 105–116.
- Pedersen, H.C. and Nybø, S. 1990. Effekter av langtransportert forurensning på terrestriske dyr i Norge. En statusrapport med vekt på SO₂, NO_x og tungmetaller. – NINA utredning 5: 1–54

5.5. PATTEDYR

Av: Terje Skogland og Olav Strand
Norsk institutt for naturforskning
Tungasletta 2
7004 Trondheim

5.5.1. Naturgeografisk bakgrunn.

Pattedyr-faunaen i området består av typiske høgfjells-arter. Den dominerende art (i biomasse) er villrein (Skogland 1990a). To sårbare og delvis truede store pattedyr-arter finnes i nedslagsfeltet; fjellrev og jerv (Strand og Skogland 1991, Skogland 1990b). Ernæringsmessig er jerv og fjellrev knyttet til reinsdyr og smågnagere (Landa og Skogland 1989, 1990), mens villrein er herbivor, med spesiell tilpasning til lav som utgjør hoveddietten om vinteren (Skogland 1984). Det er dokumentert tre ynglehi for fjellrev innen nedslagsfeltet, mens jerv har tidvis trekk gjennom området, og 2 dokumenterte ynglehi innen en radius på 20 km fra anlegget.

De vanligst forekommende småpattedyr er hare, fjellrotte, lemen, snømus og røyskatt. Deres forekomst er sterkt fluktuerende og knyttet til stedbundne populasjoner i lokale habitater (Skogland 1990d).

Ved begynnelsen av dette århundre hadde Dovrefjell-Rondane en villreinstamme som vandret fra kalving og sommerbeite i de vestlige fjellpartier vest for Snøhetta i Sunndal og Romsdal, og østover til vinterbeiter i Rondane hvor lavbeitene pga det mer kontinentale klima var mest optimalt for lav (Skogland 1990c). Pga naturinngrep de siste 70 år, dvs fra etableringen av jernbanen over Dovrefjell i 1926, E6 og annen virksomhet knyttet til disse to hovedferdselsårene, er de forhistoriske trekkrutene for villrein gjennom området i stor grad opphørt (Skogland og Mølmen 1980, Skogland, Gaare og Mølmen 1981, Skogland 1986).

Deler av den opprinnelige villreinstammen lever i dag i mer eller mindre isolerte populasjoner vest og øst for denne ferdelsbarrieren. Deres sesongvandring er derfor mindre enn i tidligere perioder, og deres nomadiske levesett er i stor grad opphørt (Skogland 1990b).

Resultatet av denne barriere-effekten etter naturinngrep er at området er fragmentert i tre ulike villreinstammer i nedslagsfeltet rundt Hjerkin, dvs Snøhetta-stammen i området vest for jernbanen-

E6 mellom Kongsvoll–Hjerkin–Fokkstua–Dombås, og Knutshø–stammen fra Hjerkinnhø og nordøstover inn i området NØ for Kongsvoll–Folldal, og Rondane–stammen i området på østsiden av ferdselsåren Hjerkin–krysset–Fokkstua–Dombås.

Alle disse tre villreinstammene beiter tidvis nær inntil Hjerkin–anlegget, dvs Sønhetta–stammen i området Dovrefjell nasjonalpark, skytefeltet, Knutshø–reinen på Hjerkinnhø og i Gåvåli–Knutshø–Armodshø, mens Rondane–reinen beiter i området Storhø–Avsjøhø–og østenfor Gautåseter til ulike årstider.

Denne fragmenterte villreinstammen på Dovrefjell har spesiell vernemessig verdi nasjonalt og internasjonalt idet den genetisk representerer den siste rest av den opprinnelige ville Fennoskandiske fjellrein (Skogland 1990b, c).

Fjellområdet innen Snøhetta–feltet har spesiell biografisk interesse knyttet til den høge forekomst av de bestandsmessig sårbare artene fjellrev og jerv.

Jervens utbredelse i den holarktiske region er først og fremst knyttet til forekomst av reinsdyr (Skogland 1990b). Det er påvist at Snøhetta–området representerer det siste gjenværende oppvekstområde for jerv i Sør–Norge, og det representerer derved også det relativt intakte høgfjells–økosystem hvor jerv er knyttet til opprinnelig vill fjellrein, mens den ellers i Fennoskandia er knyttet til forekomst av tamrein (Skogland 1990b).

Eksisterende kunnskap antyder også at tilstedeværelsen av en fast jervestamme i Snøhetta, knyttet til villreinen som byttedyr om vinteren i yngletiden, utgjør en viktig faktor for opprettholdelsen av den relativt tette ynglebestand av fjellrev i området. Den biologiske bakgrunnen for dette er antydning å være at jerv representerer en "mellomvert" for fjellrevens tilgang til kadaverrester etter jervens predasjon på rein om vinteren i den kritiske perioden når tilgangen på smågnagere er dårligst (Skogland 1990c).

Dette er bakgrunnen for at Snøhetta og omkringliggende fjellparti på Dovrefjell er Norges i særdeleshet viktigste referanse–område for nåtidig og framtidig forskning omkring høgfjellets pattedyrfauna og predator–byttedyr interaksjoner.

5.5.2. Miljøforurensning

Det terrestriske høgfjellsmiljøet på Dovrefjell er utsatt for flere typer forurensning; langtransportert forurensning, i.e. tungmetaller og radioaktivitet, og forurensninger knyttet til lokal næringsvirksomhet og militær aktivitet. Bly og kadmium de metaller som er blitt viet størst oppmerksomhet i forbindelse med langtransportert luftforurensning av norsk terrestrisk naturmiljø (Pedersen og Nybø 1990).

Fra 1980 er det målt bly, sink og kadmium i ukentlige nedbørprøver fra 4 stasjoner i Norge, hvorav den på Hummelfjell i Os/Tolga er nærmest Hjerkin. Her var siste publiserte Cd deponisjon målt til 0.31 ug/l som er den høyeste for de 6 stasjonene i NILU,s stasjonsmåleserie i 1988 (SFT 375/89), mens den på Sørlandet (Birkenes) var 0.12.

Det atmosfæriske nedfall av tungmetaller over Norge er målt langs en geografisk gradient fra Sørlandet til Pasvik i jordsmonn og etasjemose og er relativt godt dokumentert ved regionale nivå-forskjeller med generelt høyest verdier i den sørlige og sørvestlige delen av landet (Steiness et al 1988). Sammenlignet med forventede utslipp fra et forbrenningsanlegg på Hjerkin (Bøhler 1990) framtrer kadmium og kvikksølv som de mest relevante tungmetaller for en biologisk konsekvens-vurdering i pattedyr.

Kryptogammer (moser og lav) er de mest effektive "medier" for opptak av radioaktive isotoper og tungmetaller fra atmosfærisk deponisjon. Dette skyldes deres spesielle morfologi og fysiologi uten jordbundne røtter hvor opptak skjer direkte på absorpsjon. Moser inngår ikke i dietten til pattedyr eller fugler, mens lav på bakken (Cladina-arter) eller epifyttisk lav på trær inngår som den viktigste vinterdiett hos reinsdyr (Skogland 1984). Reinsdyr er det eneste kjente høyerestående virveldyr som gjennom evolusjonen har utviklet en tilpasning til å utnytte lav som føde (Skogland 1990a). Tungmetaller og radioaktive isotoper akkumuleres i lav som joner absorbert til celleflatene i det indre hulrom, men Zn, og Cd tas opp intracellulært (Erickson et al. 1988).

Reinsdyr er derfor det mest utsatte terrestriske pattedyr i vår fauna for opptak og akkumulering av både radioaktive isotoper og tungmetaller gjennom deres lav-beiting.

Samtidig er reinsdyr "ekstensive beitere" slik at de gjennom sitt næringssøk over store områder integrerer heterogent nedfall til konsentrert innhold i vitale indre organer.

Innen økotoksikologisk og radiobiologisk forskning er det kjent at noen tungmetaller og radioaktive isotoper kan konsentreres gjennom økologiske næringskjeder (Cushing 1976) og akkumuleres med alder i vitale indre organer som nyrer (Eisler 1985, Flick et al. 1971). Eksempel på det siste er Cd, mens Cs-137 er eksempel på det første. Akkumulering med alder er et spesielt problem for pattedyr med lang levealder, og er dokumentert for flere cervider inkludert reinsdyr (Holt og Frøslie 1987).

Jerv er om vinteren topp-predator i næringskjeden villrein-lav, mens fjellrev er en intermediær predator på småvilt (smågnagere, rype, hare), samtidig som den sannsynligvis kan inneha en delt nisje med jerv om reinsdyrkadaver.

En biokonsentrasjons-faktor (BKF) på 7-10 i rovdyrene jerv og fjellrev i forhold til deres byttedyr er dokumentert når det gjelder Cs-137 forurensning, mens BKF er ikke undersøkt i særlig grad når det gjelder tungmetaller.

5.5.2.1 Eksisterende data om belastningsnivå i pattedyr på Dovrefjell.

Villrein. I 1983/1984 innsamlet undertegnede prøver fra villrein om vinteren fra Knutshø og sammenlignet med Hardangervidda for Cd kontaminering. Disse prøvene fra nyre og lever er publisert av Frøslie et al. (1986). Nyere prøver fra Rondane, Knutshø, Hardangervidda og Setesdalsheiene er innsamlet i perioden 1987-1990 om vinteren i forbindelse med DN's Terrestriske Naturovervåkingsprogram (TOV) og er under analyse ved NINA's laboratorium. For en del av materialet foreligger i skrivende stund resultater for Cd, Zn, Cu, Hg, Pb og Al. Det foreligger ikke slikt materiale fra villrein i Snøhetta (Skogland og Strand 1991, in prep.).

I perioden 1986-1990 blei prøver av villrein fra Knutshø og Rondane samlet til ulike årstider i forbindelse med NINA's Radioøkologiprogram for å bestemme radioaktiv kontaminering (Cs-137-134) etter Tsjernobyl-ulykken (Skogland 1987, Skogland og Espelien 1990, Skogland, Espelien og Strand 1991 i trykk).

Tilsvarende prøver blei samlet for **fjellrev**, **lemen** og **fjellrotte** fra Snøhetta, Knutshø og Rondane (Steen og Skogland 1991).

Prøver av fjellrev for tungmetallbelastning i Snøhetta er samlet og analysert for Zn og CD i forbindelse

med TOV (Strand og Skogland 1991). Materiale er samlet for smånagere i perioden 1987–1989 på innmark i Gåvålia (innen 10km sonen fra Hjerkin), men er ikke analysert for metallbelastning. Prøver fra hare foreligger ikke.

Som det framgår av ovennevnte er det store mangler i datagrunnlaget med hensyn til belastningsnivå for langtransporterte tungmetaller. Dette bildet er noe bedre når det gjelder radioaktivitet, men radioaktivitet fra forbrenningsanlegget på Hjerkin er ikke vurdert som aktuelt. Best datagrunnlag finnes for villrein selv om materiale fra Snøhetta mangler.

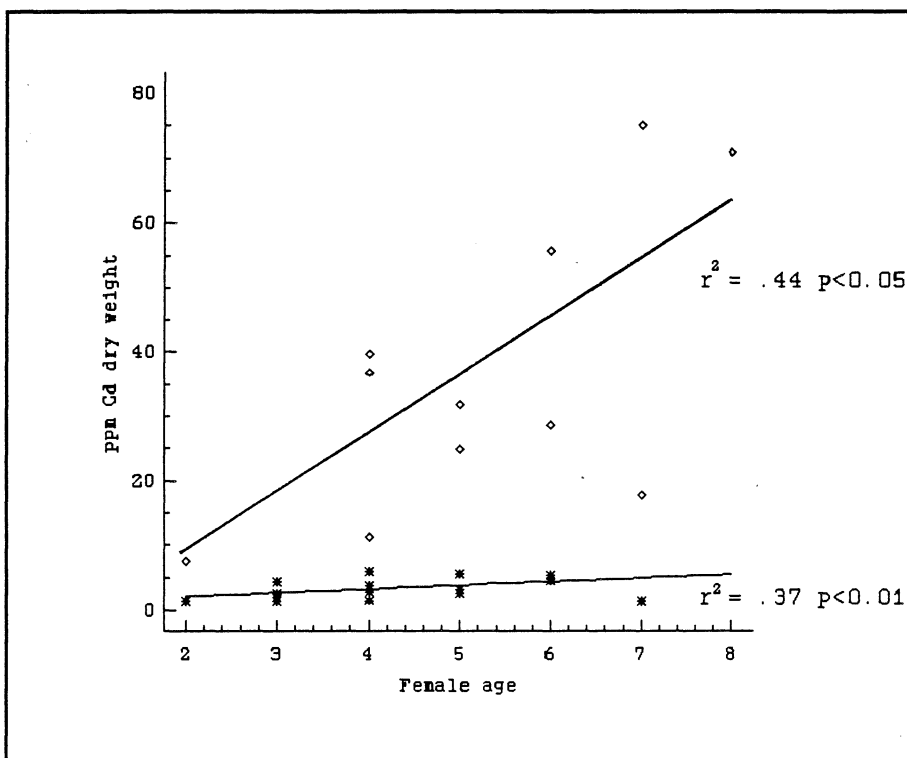
Vi skal kort skissere belastningsnivå hos villrein i Knutshø og Rondane sammenlignet med resten av landet. Tabell 5.5–1 (Skogland og Strand 1991, in prep) viser en oversikt over 4 tungmetaller og midlere nivå TV i lever hos villrein fra Setesdalsheiene i sør til Rondane–Knutshø i nord. Blybelastningen i Rondane–Knutshø er **10 ganger høyere** i forhold til elg, rådyr, smånagere og gråtrost fra de industrielle områder i Telemark og de deler av Sørlandet som får mest sur nedbør (se Tabell 4 i Pedersen og Nybø 1990). Hos villrein er belastningen av alle 4 tungmetallene høyest på Hardangervidda, og noe mindre i Setesdalsheiene. En del av forklaringene på dette skyldes ulikt diettvalg mellom SH, HV og Rondane–Knutshø (Skogland 1990b).

Tabell 5.5–1. Konsentrasjon av 4 tungmetaller i lever hos villrein. Gj. sn. er oppgitt i ppm/kg TV.

Område	Element	N	Gj.sn.	S.D.
Knutshø– Rondane	Kadmium	20	3.9	2.2
	Kvikksølv	7	1.4	1.3
	Bly	12	5.9	6.0
	Aluminium	5	3.7	1.8
Hardanger– vidda	Kadmium	5	5.5	2.7
	Kvikksølv	2	0.6	0.04
	Bly	5	8.2	5.2
	Aluminium	6	1.9	1.6
Setesdals– heiene	Kadmium	13	3.2	1.8
	Kvikksølv	6	0.5	0.09
	Bly	14	4.5	2.6
	Aluminium	12	2.0	1.3

Cd-belastningen i villrein i Rondane–Knutshø er blandt de høyeste registrerte nivåer i vertebrater i

Norge (jfr. Tabell 3 i Pedersen og Nybø 1990). Bare en undersøkelse av fjellrype i Ryfylkeheiene i Rogaland og en prøve av lirype fra Hardangervidda har påvist høgre nivåer i lever. Sammenlignet med andre undersøkte vertebrater ligger Cd-belastningen i lever hos villrein fra de undersøkte bestander i Tabell 1 langt over landsgjennomsnittet for terrestriske pattedyr og fugler (jfr. Tabell 3 i Pedersen og Nybø 1990). Med hensyn til geografisk lokalisering i forhold til det tidligere antatte nedfallsmønster for langtransportert luftforurensning er bly og kadmium belastningen i villrein i Rondane og Knutshø meget høy (se også Figur 5.1-1). Det finnes tre mulige årsaker til dette:



Figur 5.1-1. Cd-belastning i nyre (øvre) og lever (nedre) hos villrein i Rondane. Data fra Skogland og Strand Upubl.

1) Villreinen i Rondane og Knutshø spiser nesten dobbelt så mye lav om vinteren som på Hardangervidda, hvor de også har mer tilgjengelig lav enn i Setesdalsheiene (Skogland 1990d). Fordi lav er hovedkilden til kontaminering vil inntatt mengde være avgjørende for belastningsnivå og dette kan derfor dempe effekten av geografisk avstand fra forurensningskilden.

2) Cd-belastning kan også skyldes naturlig forekommende metaller i berggrunnen og derved opptak

i rotfestede beiteplanter (E. Steiness pers. komm.), men fordi kryptogammer i vestentlig grad opptar tungmetaller direkte fra luft, og fordi Knutshø og Rondane har ulik berggrunn, dvs næringsrik berggrunn ved Hjerkin, men sure bergarter lenger sør i Rondane, kan dette ikke forklare de høge og svært like belastningsnivå i villrein fra både Knutshø og Rondane.

3) Tørravsetning av nedfall på NILU's målestasjoner viste i 1988 de høyeste registrerte verdiene for Cd i Hummelfjell øst for Hjerkin. Dette antyder at nedfall fra langtransportert luftforurensning kan komme i relativt høge konsentrasjoner også på sørøstlige vindretninger fra Øst-Europa. Tilsvarende vindretninger gav opphav til det radioaktive nedfallet fra Tsjernobyl i april 1986 på østsiden av Dovrefjell og Rondane. Det er påvist moderat Cd-belastning i fjellrev fra Snøhetta (Strand og Skogland 1991). Nivået i lever var i gj. sn. 1.5 ppm/kg TV, mens det var 7 i nyre.

Etter Tsjernobyl-ulykken mottok villrein i Rondane den største terrestriske belastningen i Norge (Skogland 1987). Knutshø-villrein fikk en moderat belastning.

Den radioaktive belastning etter Tsjernobyl-ulykken i smånagere i Knutshø og Rondane var moderat, med nivåer på mellom 150 BQ/kg i Gåvålia til 1 kg BQ/kg i Døråldalen i Rondane og lemen og fjellrotte (Steen og Skogland 1991 i trykk).

Den radioaktive belastning i fjellrev fra Snøhetta varierte mellom 1.2–4.5 k Bq/kg (Skogland og Espelien 1989).

5.5.2.2. Biologiske effekter av miljøforurensning

Radioaktiv belastning

Lågdose-bestrålingen etter Tsjernobyl-ulykken medførte økt hyppighet av kromosom-aberasjoner i begge villrein-stammene i Rondane og Knutshø og 25% nedsatt kalveoverlevelse i Rondane de to første år etter ulykken (Skogland og Espelien 1990, Skogland, Espelien og Strand 1990).

Tungmetall-belastning

Både kadmium og bly i lågdose-belastning er påvist å ha negative biologiske effekter. Hos pattedyr

synes en Cd-konsentrasjon på 200 ppm våtvekt i nyrecortex å være dødelig (Hammons et al. 1978), mens belastninger på over 10 ppm våtvekt kan ha subletale effekter i form av vekstreduksjon, anemi, nyreskader og testikkelskader som bl. a. er påvist hos mus og rotter (Hammons et al. 1978, Parizek 1957, Kar og Das 1960). Hos mennesker er moderat Cd-belastning påvist å gi kromosom-aberasjoner i blod-lymfocytter (Tang et al. 1990).

Bly-forurensning har en negativ effekt på hemoglobin-syntesen, med derav følgende anemi. Eksperimentelle undersøkelser av effekter av Pb på viltlevende pattedyr og fugler er ytterst få (Diters og Nilsen 1978, Sanderson og Thomas 1961). Hos markmus med leververdier mellom 3–10 ppm (jfr verdiene for villrein i Tabell 1) blei det funnet nyreskader og intranukleære inklusjonslegemer i tubuliceller fra den proksimale delen av nyrene, noe som er vurdert som typisk for bly-forgiftning (Elfving et al. 1978).

De påviste Pb- og Cd-konsentrasjoner i nyrer hos villrein fra Rondane og Knutshø er så høge at biologiske effekter må kunne forventes pga kronisk påvirkning.

Synergisme mellom strålebelastning og tungmetallbelastning.

Hos villrein er belastningen fra lågdose Cs-137 stråling etter Tsjernobyl-ulykken påvist å påvirke kalveoverlevelse, samtidig som økt kromosom-brudd fekvens blei funnet mens tungmetallene Cd og Pb i de foreliggende målinger er så høge at de må antas å kunne ha andre eller tilsvarende og udokumenterte effekter.

Planlagte studier er fokusert på å avklare en eventuell synergisme mellom lågdose strålebelastning og translokasjoner i kromosomer hos villrein i Rondane som kan skyldes tungmetall-belastning.

5.5.2.3 Forventede utslipp fra forbrenningsanlegget og miljøgiftproblematikken

Bøhler (1990) oppgir antatte konsentrasjoner på bakken fra et forbrenningsanlegg på 6.2 ng/m₃ i timeverdier under drift for Cd basert på et utslipp på 1 g/s. Utfra spredningsberegninger kommer han fram til maksimale bakkekonsentrasjoner mellom 0.5–5 km fra anlegget.

Det foreligger ikke tilgjengelige opplysninger om antall årlige driftstimer på anlegget. Bøhler har heller

ikke utført beregninger over langtidskonsentrasjoner og avsetning på bakken fordi det ikke foreligger vind og stabilitetsmålinger fra området.

Det er derfor i denne fasen av konsekvensvurderingen ikke grunnlag for å beregne årlig avsetning i høgre planter og kryptogammer og forventet konsentrasjon i pattedyr.

Bidraget til forsuren og tungmetallbelastningen i området fra anlegget må sammenlignes med bidraget fra langtransporterte luftforurensninger og de antatte potensielle biologiske effekter som den allerede dokumenterte høge belastningen av Cd, Pb og Cs-137 kan ha påført spesielt villrein i området.

For andre pattedyr-arter foreligger ikke datagrunnlag for noen vurdering av belastningsnivå.

Da forurensnings-graden allerede er foruroligende høg for de eksisterende villreinstammer som også har høg nasjonal og internasjonal verneverdi, må et hvert tilleggshendelse fra et forbrenningsanlegg nøye vurderes i forhold til en mulig overskridelse av kritiske terskler for økt biologisk effekt.

5.5.3 Litteratur

- Bøhler, T. 1990. Vurdering av spredningsforhold for spesialavfallsanlegg på Hjerkin.-NILU OR 49/90, 18 s.
- Cushing, 1976. Radioecology and energy resources.-Dowden, Hutchinson and Ross, Inc., Stroudsburg, Pennsylvania. The Ecological Society of America, spec publ. 1.
- Diters, R. W. og Nilsen, S. W. 1978. Lead poisoning of racoons in Connecticut.-J. Wildl. Disease 14:187-192.
- Ericksson, O., Gaare, E. og Helle, T. 1988. Luftforureningars inverkan på lavar och renar.-Utredn. Nordiskt Organ för Renforskning, Uppsala, 18 s.
- Eisler, R. 1985. Cadmium hazards to fish, wildlife and invertebrates; a synoptic review.-U.S. Fish Wildl. Ser.Biol. Rep. 85. 46 s.
- Elfving, D. C., Hasceck, W. M., Sfehn, R. A., Bache, C. A. og Lisk, D. J. 1978. Heavy metal residues in plants cultivated on and in small mammals indigenous to old orchard soils.-Archiv. Environ. Health 33:95-99.
- Flick, D. F., Kraybill, H. F. og Dimitroff, J. M. 1971. Toxic effects of cadmium; a review.-Environ.

Res. 4:71–85.

- Frøslie, A., Haugen, A., Holt, G. og Norheim, G. 1986. Levels of cadmium in liver and kidneys from Norwegian cervides.–Bull. Environ. Contam. Toxicol. 37:453–460.
- Hammons, A. S., Huff, J. E., Braunstein, H. M., Drury, J. S., Shriner, C. R., Lewis, E. B., Whitfield, B. L. og Townhill, L. E. 1978. Reviews of the environmental effects of pollutants: IV Cadmium.–U. S. Environ. Protection Agency Rep. 600/1–78–026. 251 s.
- Holt, G. og Frøslie, A. 1987. Økt utbredelse av i vilt; rein øker mest.–Jakt og Fiske 4:34–36.
- Kar, A. B., og Das, R. P. 1960. Testicular changes in rats after treatment with cadmium chloride.–Acta Biol. Med. Ger. 5:153–173.
- Parizek, J. 1957. The destructive effect of cadmium ion on the testicular tissue and its prevention by zinc.–J. Endocrinol. 15:55–63.
- Pedersen, H. C. og Nybø, S. 1990. Effekter av langtransportert forurensning på terrestriske dyr i Norge.–NINA Utredning 005:1–54.
- Landa, A. og Skogland, T. 1989. Bestandstelling av jerv i Snøhetta og omkringliggende fjell vinteren 1989.–NINA Oppdragsmelding 011, 25 s.
- Landa, A. og Skogland, T. 1990. Skrymtheimen–Europas siste villmark?–Naturnytt 2:6–7.
- Sanderson, G. C. og Thomas, R. M. 1961. Incidence of lead in livers of Illinois racoons.–J. Wildl. Manage. 25:160–168.
- Skogland, T. 1984. Wild reindeer foraging niche organization.–Holarctic Ecol. 7:345–379.
- Skogland, T. 1986. Movements of tagged and radio-instrumented wild reindeer in relation to habitat alterations in the Snøhetta region, Norway.–Rangifer, spec., issue 1:267–272.
- Skogland, T. 1987. Radiocesium concentration in wild reindeer at Dovrefjell.–Rangifer 7:42–45.
- Skogland, T. 1990a. Villreinen tilpasning til naturgrunlaget.–NINA Forskningsrapport 010:1–33.
- Skogland, T. 1990b. Klarer vi å bevare den sør-norske jervestammen?–Kronikk Adresseavisen 224 (4) 29.10.90.
- Skogland, T. 1990c. Villreinen i Rondane; Bestandsfragmentering av nomadisk fjellrein.–Oppdragsrapp. til Miljøverndep. 15s.
- Skogland, T. 1990d. Biological population monitoring.–Lecture presented at SFT meeting on Arctic Monitoring, Oslo, 28 s.
- Skogland, T. og Mølmen Ø. 1980. Prehistoric and present habitat distribution of wild reindeer at Dovrefjell.–Proc 2nd. Int. Reindeer/Caribou Symp., Røros, DVF, Trondheim: 130–141.
- Skogland, T., Gaare, E. og Mølmen, Ø. 1981. Virkninger av naturinngrep på villreinbestanden i Snøhetta.–I: Symp. Om Vassdragsregulerings virkning på Vilt. NVE/DVF: 53–71.

- Skogland, T. og Espelien, I. 1989. Villrein og radioaktivitet-status frem til vinteren 1989.- Fremdriftsrapport. Radioøkologisk Forskningsprogram, NINA, s.70-78.
- Skogland, T. og Espelien, I. 1990. The biological effects of radiocesium contamination of wild reindeer in Norway following the Chernobyl accident.-Trans. 19th Int. Union Game Biol., Trondheim: 276-279.
- Skogland, T., Espelien, I. og Strand, O. 1991. Den biologiske betydning av radiocesium i villrein på Dovrefjell etter Tsjernobyl.-NINA Oppdragsmelding (i trykk).
- Skogland, T. og Strand, O. 1991. Tungmetall-belastning i villrein.-NINA Oppdragsmelding (in prep.).
- Strand, O. og Skogland, T. 1991. Metodeutvikling for overvåking av fjellrev.-Oppdragsrapport til DN's TOV Program. 8s.
- Steen, H. og Skogland, T. 1991. Lokale variasjoner av radiocesium i fjellrotte og lemen.-NINA Oppdragsmelding (i trykk).
- SFT Rapport 375/89. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør.-SFT TA-676, 276s.
- Steiness, E., Frantzen, F., Johansen O., Rambæk, J. P. og Hanssen, J. E. 1988. Atmosfærisk nedfall av tungmetaller i Norge.-SFT Rapport 334/88-TA-643, 33s.
- Tang, X. M., Chen, X. Q., Zhang, J. X. og Qin, W. Q. 1990. Cytogenetic investigation in lymphocytes of people living in Cadmium-polluted areas. - Mutation Research 241: 243-249.

6. NATUROMRÅDER, NATUR- OG KULTURLANDSKAP

Av: Lars Erikstad
Norsk institutt for naturforskning
Postboks 1037, Blindern
0315 Oslo 3

6.1 INNLEDNING OG METODE

Hovedvekten i dette kapitlet er lagt på det fysiske naturlandskap, både i store trekk, samt detaljinnholdet i landskapet. Virkningen av forbrenningsanlegget på plante- og dyrelivet behandles i et eget kapittel og er derfor ikke omtalt spesielt her. Det er tatt med informasjon om tidligere utført tilknyttet dette ved utpekning av spesielt verdifulle områder rundt Hjerkin. Videre er det gitt en foreløpig vurdering av anleggets visuelle virkning i landskapsrommet. Disse vurderingene er illustrert med kartskisser av det område som er angitt som aktuelt undersøkelsesområde (Figur 6-1). Kartskissene er ikke konstruert med tanke på stor nøyaktighet og endelige vurderinger, men bør tas som eksempel på type vurdering og kartmateriale som er relevant for konsekvensundersøkelsen.

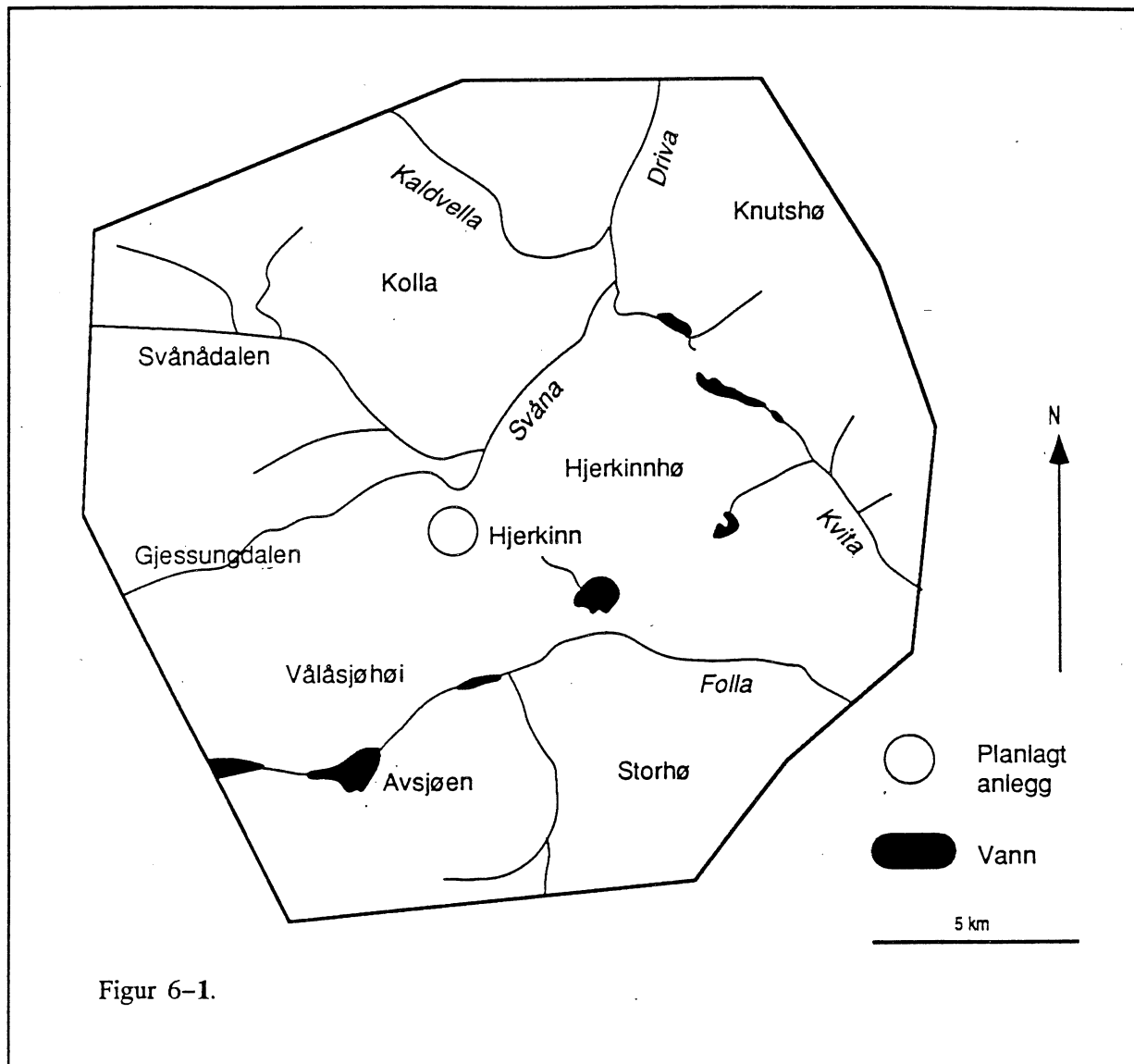
Området rundt Hjerkin er et svært viktig og sentralt område i norsk naturvernsammenheng. Det er derfor gjort spesielt rede for eksisterende naturvernområder rundt Hjerkin og den virkning anlegget kan tenkes å få på disse. Analysen er gjort generell. Jeg forutsetter at virkning av eventuell forurensing beskrives i andre aktuelle kapitler. Det samme gjelder andre aktuelle og spesielt verdifulle naturområder bortsett fra de som her dekkes opp innenfor rammen av naturlandskap og geologi.

Når det gjelder kulturlandskap er det kun foretatt en hastig vurdering ut fra beskrivelser av emnet knyttet til Dovrefjell nasjonalpark. Basert bl.a. på vurderingen i kapitlet kulturminner bør det vurderes nærmere om det her er behov for en mer konsentrert faglig innsats i konsekvensutredningen.

6.2 VERNEDE OMRÅDER

Området er omkranset av store verneområder. I større sammenheng kan det nevnes at Dovrefjell ligger sentralt ved og nær de store sør-Norske nasjonalparkene Rondane, Jotunheimen og Dovre. Dessuten Trollheimen landskapsvernområde. I mer direkte nærhet til anlegget finnes en rekke verneområder både i Follidal og rundt Fokkstua (Erikstad & Hardeng 1988). Innenfor angitt vurderingszone finnes

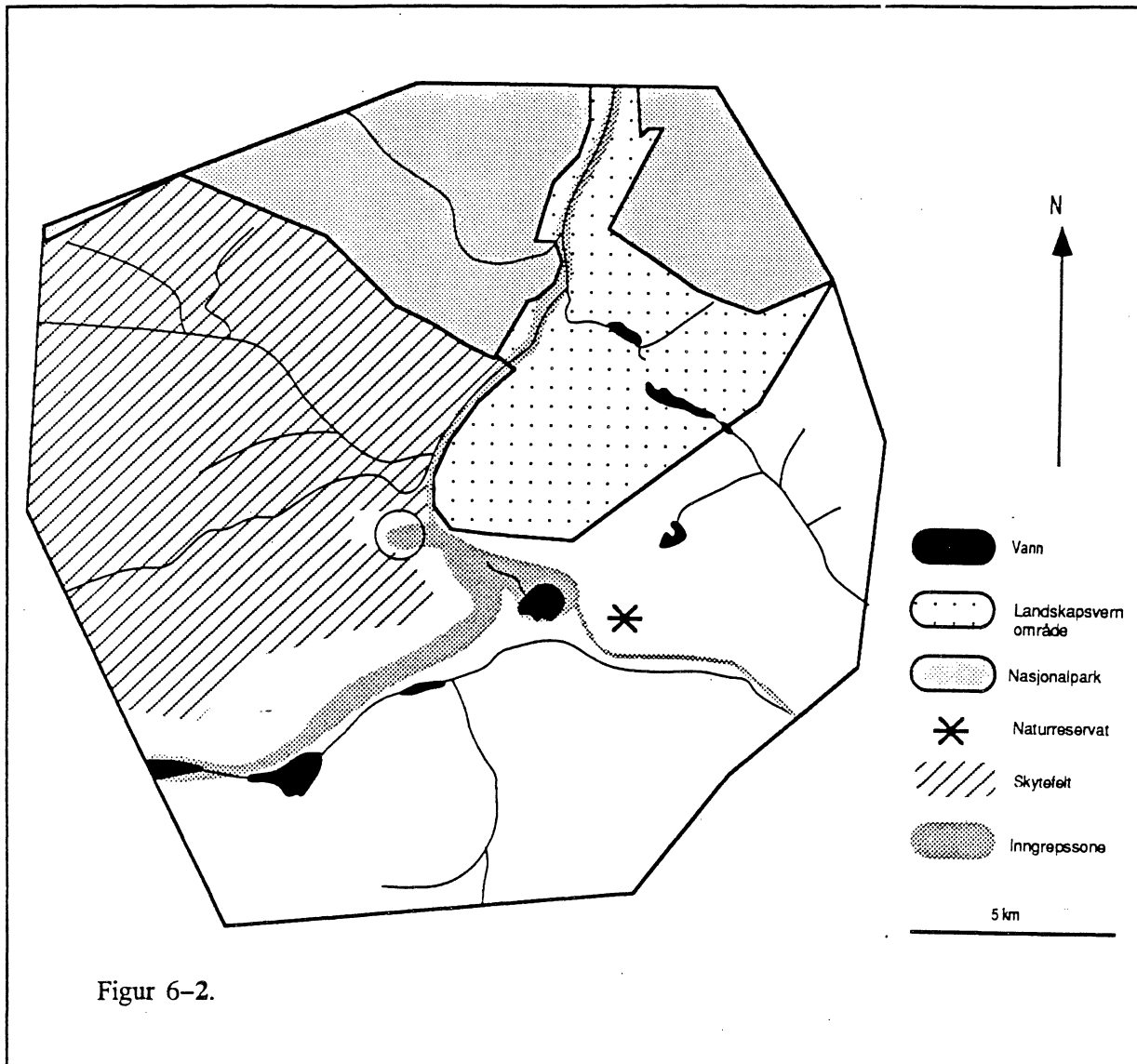
følgende områder som er vernet etter naturvernloven: Dovrefjell nasjonalpark, Hjerkinn, Drivdalen og Kongsvoll landskapsvernområder samt Hjerkinholen naturreservat. Områdene er vist i Figur 6-2.



Figur 6-1.

6.3 NATURLANDSKAP

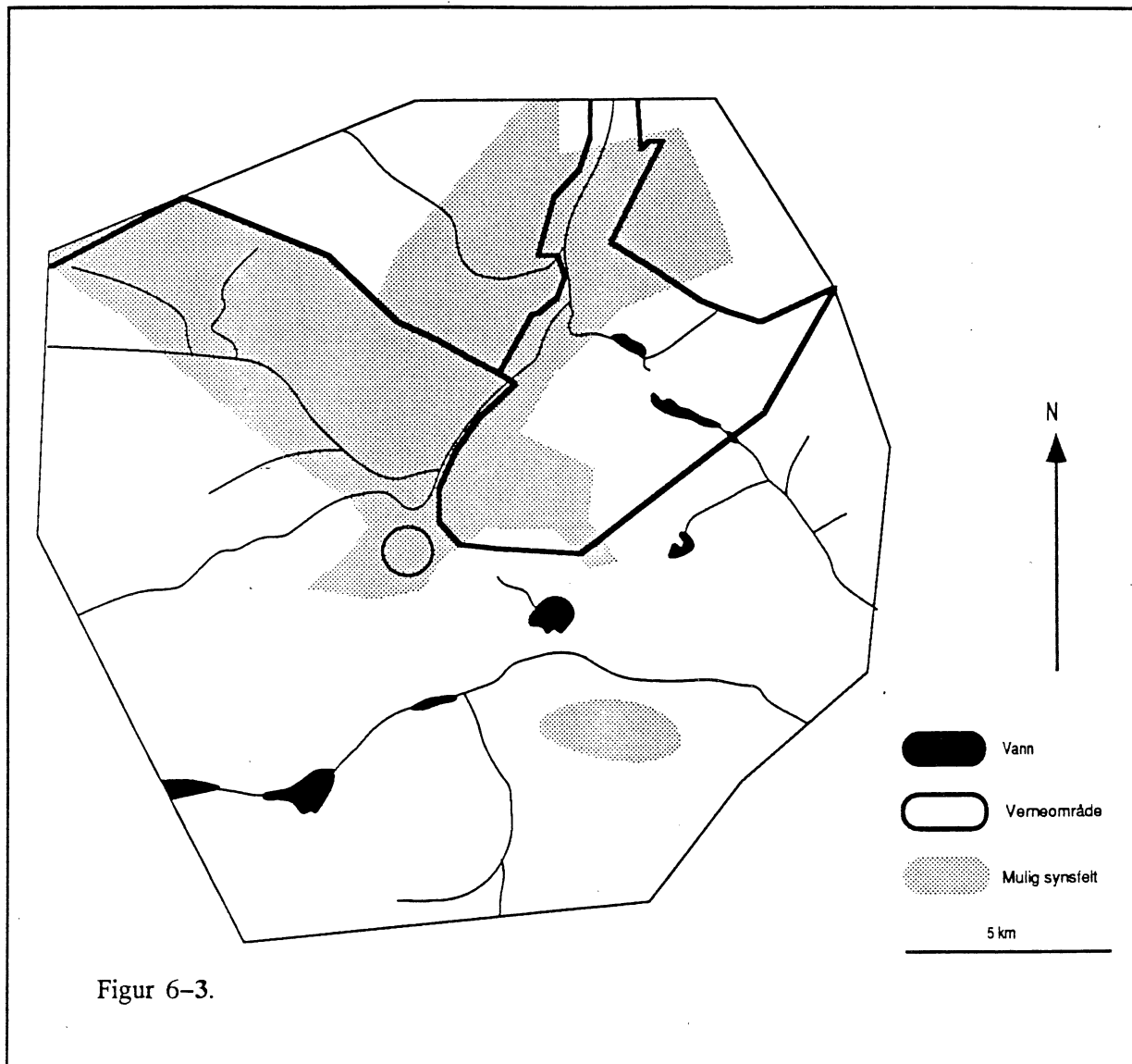
Landskapet rundt Hjerkinn er preget av rolige fjellformer og vide fjellbekken og kan karakteriseres som paleiske fjellformer (Klemsdal & Sjulsen 1988). Typisk glasialt landskap med sterk nedskåret daler, botner og tinder finnes bare helt i nord der Driva starter sin kraftige nedskjæring i Drivdalen og rett utenfor området i Snøhettas botner og tinder. Landskapet er bl.a. beskrevet av Sollid 1975.



Når det gjelder de store trekk i landskapet er ellers området kjent for sitt særegne elvemønster som er typisk for områder nær vannskillet flere steder i Norge (Gjessing 1966, Holtedahl 1960, Sollid 1980). Elvene har fra høyfjellet et østlig til sørøstlig løp, men er fanget inn av hovedelvens tilbakeskridende erosjon og endrer derfor brått retning til vestlig og nordvestlig løp (Figur 6-1).

Gruveanlegget på Hjerkin ligger sentralt og godt synlig sør i et relativt åpent landskapsrom med god sikt til Snøhetta og Knutshø. Figur 6-3 viser en skisse basert på en rask kartstudie av ordinære topografiske kart over områder der anlegget vil kunne synes. Det må her understrekes at kartskissen er høyst foreløpig og bør bearbeides betydelig mer før en endelig analyse utføres. Kartskissen viser dog at anlegget vil synes over store områder også inne i de vernede områdene. Dovrefjell nasjonalpark

er en meget sentral nasjonalpark i systemet av vernede områder i Norge. Samtidig er de vernede områdene på Dovre det naturvernområdet i Norge der flest mennesker reiser gjennom. Ved informasjonsinnsats langs veien og på Kongsvoll Fjellstue er det lagt ned betydelig innsats for å informere om områdene og norsk naturvernpolitikk.



Landskapet på Dovre er videre et av landets mest kjente fjellandskap hvor det knytter seg til en ikke ubetydelig nasjonal naturfølelse. Jeg vil gå ut fra at bygging av et så stort anlegg som planlagt (Norwegian Contractors & Outokumpu Udatert) vil føre til tildels sterke reaksjoner både av følelsesmessig og mer bevisst naturfaglig art. Landskapseffekten av anlegget vil her trolig forsterkes

av redsel for forurensende virkning på naturmiljøet i de vernede områdene såvel som på Dovrefjell generelt.

Den rent landskapsmessige virkning av anlegget forsterkes av at anlegget er planlagt i et åpent fjellterreng over skoggrensen. Endringen i tilstanden i forhold til dags dato minskes imidlertid ved at anlegget er planlagt bygget i direkte tilknytning til gruveanlegget i en sone med menneskelige inngrep knyttet til gruvedriften såvel som vei, jernbane og militært skytefelt. Ut fra de foreliggende skisser er det allikevel trolig at endringen vil kunne komme til å oppleves som dramatisk. Dette bør i den videre konsekvensanalysen vurderes særlig nøye.

6.4 KULTURLANDSKAP

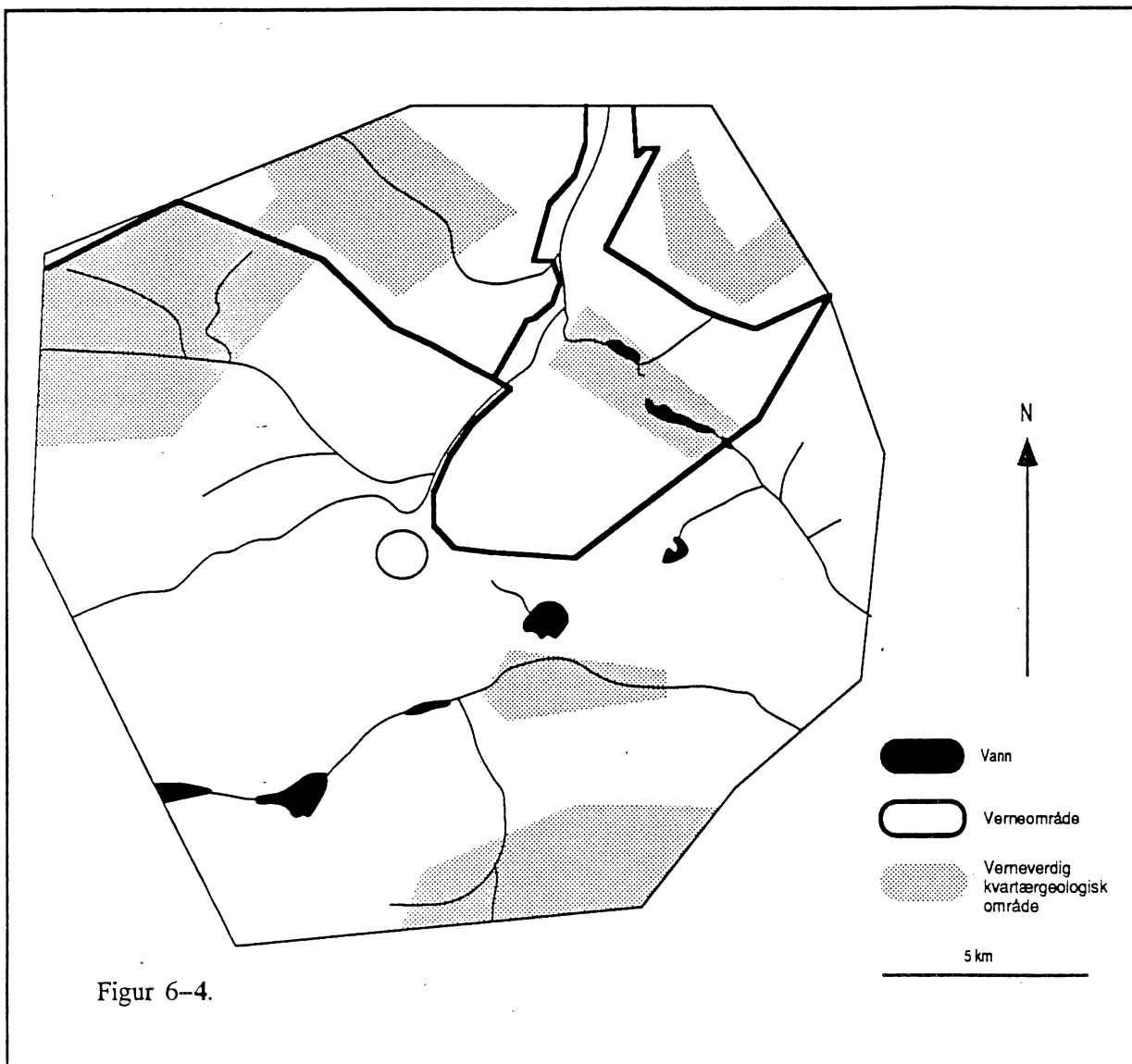
Området ligger i et åpent fjellområde som i store trekk er preget av naturens former. I tilknytning til fjellstuene, gamle ferdselsveier og andre kulturminner må det imidlertid regnes med betydelige verdier knyttet til kulturlandskapet. Kulturlandskap er spesielt nevnt i formålet ved opprettelsen av naturvernområdene i nærheten (Kgl. res av 14.6. 1974). Disse aspektene er ikke vurdert nærmere her, men bør gås nærmere gjennom bl.a. i tilknytning til undersøkelsene om kulturminner.

6.5 KVARTÆRGEOLOGISK VERNEVERDIGE OMRÅDER

Detaljene i landskapet er preget av glasielle prosesser. Løsmasseavsetningene viser forholdene ved slutten av siste istid. Isskillet lå på den tiden et godt stykke sør for vannskillet. Den regionale isbevegelsen var fra sør mot nord. I den siste fasen av istiden førte en aktivisering av bremassene over Jotunheimen til en brebevegelse mot nordøst (Sollid 1964, 1980). Denne brestrømmen er godt dokumentert i området ved drumlinavsetningene på Fokstumyrene samt morenerygger i Svånådalen, Stropelsjødalen og på Knutshø.

Videre vises forholdene ved isavsmeltingen med mektige eskeravsetninger ved Veslehjerkinnhø samt avsetninger sør for Storhø (Figur 6-4). Alle disse områdene som ikke allerede er vernet ved opprettelsen av Dovrefjell nasjonalpark med de tilhørende landskapsvernområdene er dokumentert som verneverdige med tildels høy prioritet i fylkes og landsdelssammenheng (Sørbel et al. 1988, Sollid & Sørbel 1981).

Områdene vil ikke direkte bli berørt av anlegget med mindre byggeaktiviteten fører til uttak av masser i disse løsavsetningene. I forbindelse med de neste fasene av konsekvensanalysen bør dette punktet berøres spesielt. Løsmasseavsetningene på Dovre med tilgrensende områder har stor nasjonal verneverdi, og det vil være meget uheldig om tilfeldige valg av uttaksted for byggeråstoff til anlegget vil skade disse verdiene.



6.6 ANDRE OMRÅDER MED GEOLOGISK VERDI

Grunnlaget for gruvedrift på Hjerkinn er pyritt i kaledonsk grønnstein. Det er kjent fra flere steder i landet at det på slike steder finnes forgiftning både knyttet til eksisterende gruvedrift såvel som til

naturlige urørte fjellblotninger (Bølviken & Låg 1974, 1977). På gruveområdet på Hjerkin oppgir Bølviken og Låg at de tekniske installasjonene i tilknytning til gruvedriften ikke har ødelagt dokumentasjonen av disse fenomenene i særlig grad. Intens kjemisk forvitring med oppløsningsfenomener er registrert.

Denne forekomsten har trolig markert vitenskapelig interesse og står antagelig i fare for å bli ødelagt i forbindelse med planene om bygging av forbrenningsanlegget. Forekomsten bør undersøkes nærmere i vernesammenheng, og det bør i det videre konsekvensanalyseprogrammet foretas en vurdering om det er mulig å spare forekomsten.

6.7 KONKLUSJON

Området der forbrenningsanlegget er planlagt er et åpent fjellterreng der byggingen av et så dominerende anlegg kan få stor landskapsmessig effekt over ganske store områder. Betydningen av dette vil kunne forsterkes ved nærheten til sentrale verneområder i det norske system av nasjonalparker og andre områder vernet etter Naturvernloven. Det må forventes tildels sterke reaksjoner knyttet til dette punktet. Det anbefales en nøyere analyse av anleggets virkning i landskapsrommet fra Tverrfjellet og mot Knutshø og Snøhetta.

Virkinger på kulturlandskapet bør vurderes nærmere i nært samarbeid med vurderingen av konsekvensen for kulturminner.

Området rundt Hjerkin har mange verneverdige løsmasseforekomster. Ved bygging av så store anlegg som her er aktuelt, bør tilførselene av byggeråstoff vurderes nøye og inngå i konsekvensanalysearbeidet.

Lokaliteter knyttet til kjemisk forvitring på selve gruveområdet ligger trolig svært utsatt til. Verneverdi og mulighet for å spare deler av denne naturhistoriske dokumentasjonen bør vurderes nærmere.

6.8 LITTERATUR

- Bølviken, B. og Låg, J. 1974. Some Naturally Heavy-Metal Poisoned Areas of Interest in Prospecting, Soil Chemistry, and Geomedicine. – NGU 304: 73–96.
- Bølviken, B. og Låg, J. 1977. Natural heavy-metal poisoning of soils and vegetation: an exploration

- tool in glaciated terrain. – Applied earth science 86: B173–180.
- Sørbel, L., Carlson, A.B., Kristiansen, K.J. og Sollid, J.L. 1988. Kvartærgeologisk verneverdige områder i Oppland fylke – Rapport nr. 4–1988 DN.1–97.
- Erikstad, L. og Hardeng, G. 1988. Naturvernområder i Norge. – Miljøverndepartementet rapport 1–147.
- Gjessing, J. 1966. Some Effects of Ice Erosion on the Development of Norwegian Valleys and Fjords. – Norsk geogr. Tidsskr. 20: 273–299.
- Holtedahl, O. 1960. Geology of Norway. – NGU 208: 1–540.
- Kgl. res av 14.6. 1974. Opprettelse av Dovrefjell nasjonalpark med Drivdalen, Kongsvoll og Hjerkin landskapsvernområder. –
- Klemsdal, T. og Sjulsen, O.E. 1988. The Norwegian macro–landforms: definitions, distribution and system of evolution. – Norsk geogr. Tidsskr. 42: 133–147.
- Norwegian Contractors & Outokumpu Udatert. Miljøanlegg på Hjerkin. – Brosjyre
- Sollid, J.L. 1964. Isavsmeltingsforløpet langs hovedvasskillet mellom Hjerkin og Kvikneskogen. – Norsk geogr. Tidsskr. 19: 51–76.
- Sollid, J.L. Landskapet. – I: Gjærevoll, O. (red) Dovrefjell, Norges Nasjonalparker 8. Luther Forlag s24–40.
- Sollid, J.L. Deglaciation of the area Dovrefjell– Nord–Østerdalen. – I: Orheim, O. (red) Glaciation and deglaciation in Central Norway. Field guide to excursion 31 august– 3 september 1980. Norsk Polarinstitutt s45–58.
- Sollid, J.L. og Sørbel, L. 1981. Kvartærgeologisk verneverdige områder i Midt–Norge. – Miljøverndepartementet Rapport T–624: 1–207.

7. KULTURMINNER

Av: Arnfinn Engen
Oppland Fylkeskommune, Fylkeskulturetaten
Kirkegaten 76
2600 Lillehammer

7.1 FORNMINNER

Registrering av fornminner er ikke utført i området. En kjenner likevel til store fangstanlegg for villrein like sør for området, sørover langs E6. Det er også svært sannsynlig at lignende fangstanlegg finnes i planområdet.

Det også mulig at det kan påvises steinalderboplasser langs vassdraget. Slike boplasser finnes i området Vålåsjøen – Avsjøen.

Utenfor området, men relativt nær går den gamle kongevegen over Dovrefjell. Ved denne, nær nåværende Hjerkin fjellstue, lå i middelalderen en kirke. Kirketuften er ikke påvist, men området hvor den lå er kjent. Middelalderens fjellstue lå lenger sør. Her er også den middelalderske rideveien over fjellet.

7.2 NYERE TIDS KULTURMINNER

Det er ikke kjent konkrete kulturminner fra nyere tid i selve planområdet. Dette må likevel undersøkes ved befarings.

Området langs Svanå og Grisungbekken har vært mye brukt til jakt og fiske opp til vår tid, og det er sannsynlig at det finnes kulturspor her.

Det har også vært endel setring i nærheten av planområdet. Hva som finnes av kulturminner etter dette er ikke kjent.

Anlegget vil bli et markant trekk i landskapet. Dette må vurderes i forhold til kulturlandskapet. Dovrefjell står sentralt i norsk kultur som symbol. En nærmere utredning av dette vil bli gitt.

8. LANDBRUKSFAGLIGE RESSURSER

Av: Terje Skogland
Norsk institutt for naturforskning
Tungasletta 2
7004 Trondheim

Ut fra eksisterende opplysninger vil forbrenningsanlegget ikke få videre konsekvenser for landbruksfaglige interesser i området. Deler av området benyttes imidlertid som utmarksbeite for sau. Det er naturlig å vurdere anleggets påvirkning av sauebeitene i sammenheng med de botaniske og zoologiske vurderingene. Se forøvrig kapittel 5.

9. VANNRESSURSER – GRUNNVANN

Av: Randi Skirstad
Norsk institutt for vannforskning
Postboks 69, Korsvoll
0808 Oslo 8

9.1 GRUNNVANN

9.1.1 Innledning

For å få en oversikt over hva som finnes av informasjon med hensyn på grunnvannsforholdene rundt Hjerkin, ble ulike instanser kontaktet: Amanuensis Torleiv Moseid ved Institutt for Geologi og Bergteknikk, NTH; Norges Geologiske Undersøkelse (NGU); Kummeneje; Folldal Verk A/S; Universitetet i Oslo – Institutt for Naturgeografi og Teknisk etat ved Dovre og Folldal kommune.

Det viste seg at svært få undersøkelser var utført med tanke på grunnvann i området. Resultatene av de utførte undersøkelsene er kort beskrevet i kapittel 9.1.3.

9.1.2 Generelle geologiske forhold

Influensområdet dekkes av kartblad 1519. Området ligger i skjæringen mellom de fire kartene innenfor dette kartbladet, med hovedvekt på Hjerkin og Snøhetta kartene.

Influensområdets geologi tilhører de såkalte "Støren gruppe grønnsteinene". Bergartene består hovedsaklig av omdannede basiske vulkanske bergarter. Sentralt i området opptrer grønnstein, amfibolitt og tuffbergarter. I nordlige deler av området finnes kalkspatholdig fyllitt, mens grå fyllitt opptrer i de sørlige deler av området. Amfibolitten er mektigst sentralt i området, men gjennomskjæres av en del forkastninger. I den nordøstlige delen av influensområdet er bergartene mer oppsprukket og bergartene er generelt mer sure (Motys, pers med). En stor forkastingssone skjærer tvers over influensområdet. I tillegg opptrer flere mindre forkastninger.

Leirskifre, Fyllitter og grønnskifre er generelt dårlige vanngivere. Grunnvann vil normalt finnes i større mengder i større gjennomgående sprekkesoner eller forkastninger.

Kvartærgeologiske kart for Hjerkins er ikke utgitt. De kartlagte områdene i nærheten er preget av tynt usammenhengende morenedekke med en del glacifluvialt materiale i dalene. Nord for Borkhuskollen er det markert noen israndavsetninger. Terrenget og topografien er tilsvarende rundt gruveområdet, og en kan derfor anta at disse forholdene også er gjeldende for Hjerkins-karbladet.

9.1.3 Utførte undersøkelser

Amanuensis Torleiv Moseid ved Institutt for Geologi og Bergteknikk, NTH, ble konsultert for å få opplysninger om hvor det videre var aktuelt å henvende seg.

Ved Kummeneje ble det opplyst at firmaet har foretatt undersøkelser med tanke på grunnvannsforskyning til Folldal kommune sommeren 1986 (Braathen og Berger 1986a,b).

Fem områder ble undersøkt fra Depleflyin i nordvest til området ved Kroktj.-Sagbekken i sørøst. For videre undersøkelser ble to av disse prioritert; Mellomsbekken og Depleflyin. Begge de undersøkte områdene ligger utenfor det aktuelle influensområdet, men Depleflyin ligger i umiddelbar nærhet og må derfor anses som relevant. Depleflyin ligger hvor elvene Folla, Kvita og Depla møtes. Grunnvannsnivået i området ligger i elvenivå, og stiger svakt inn mot dalsidene. Løsmassemekktigheten er begrenset og transportavstanden fra elvene er kort. Grunnvannskvaliteten forventes derfor å være påvirket av elvevannet. Braathen og Berger (1986b) viser at forholdene for grunnvannsuttak er meget gode. Foreløpige analyseresultater viser at innholdet av jern overstiger SIFF's krav. Eventuelle uttak av grunnvann vil føre til økt infiltrasjon av elvevann (Braathen og Berger 1986a,b).

Ved hjelp av den nasjonale databasen for Norges berggrunn og løsmasser ved NGU, ble det funnet en oversikt over hvilke rapporter som er utgitt for området. For Dovre kommune er det registrert 44 rapporter, mens det i Folldal er registrert 29. De fleste av disse rapportene omhandler imidlertid ulike berggrunnsgeologiske undersøkelser med tanke på malmmineraliseringer. En del bekkesedimentundersøkelser er foretatt før gruvedriften på Tverrfjellet ble startet. De fleste av disse undersøkelsene dekker imidlertid områder langt utenfor influensområdet. To rapporter dekker den sørøstlige delen av influensområdet (Kvalheim og Krog 1966a,b). Disse omhandler geokjemiske analyser av bekkesedimenter. Prøvene er analysert på kobber, nikkel, sink og bly. Resultatene ga ingen sterke indikasjoner på malmmineraliseringer, men enkelte områder viste anomale verdier for tungmetallkonsentrasjoner (Kvalheim og Krog 1966a,b).

Ifølge brev fra NGU til A.R. Reinertsen, datert 5/10-90, finnes også data om de meget brokete geokjemiske forholdene på Hjerkin i NGU's prøve-arkiver, i tillegg til de omtalte rapporter som er registrert i databasen.

I NGU's kartkatalog (1991), er det registrert 6 kart utarbeidet for Dovre kommune:

- Berggrunnskart M 1:50 000
- Berggrunnskart M 1:250 000
- Geokjemiske kart, prøvetetthet 1 pr 3 km²
- Geokjemiske kart, prøvetetthet 1 pr 30 km²
- Grunnvannskart M 1:50 000
- Sand- og grusressurskart 1:50 000

Av disse er det kun berggrunnskartene som dekker området rundt Tverrfjellet gruver.

Ved Institutt for Naturgeografi, Universitetet i Oslo, ble Johan Ludvig Sollid kontaktet. Han kunne opplyse at følgende kvartærgeologiske kart over Dovrefjell finnes:

- Folldal, kvartærgeologisk kart M 1:50 000
- Einunna, kvartærgeologisk kart M 1:50 000
- Trollheimen - Sunndalsfjella - Oppdal, Kvartærgeologisk kart, M 1:100 000.

Kartbladet Hjerkin, som dekker mesteparten av influensområdet er kartlagt, men ikke publisert (se vedlagt brev).

Folldal Verk A/S ved gruvegeolog Milosh Motys ble kontaktet, og det ble avtalt et besøk ved gruva. Bortsett fra analysedata fra en vannprøve tatt i selve gruva (borhull nr. 767G, Nivå 7-øst) og analysert av NIVA i 1983 (oppdrag nr. 64120), ble det ikke funnet noe materiale ut over det som er registrert ved NGU's database.

Folldal Verk har utført en rekke undersøkelser i området i forbindelse med malmleting. Ved videre arbeider er det aktuelt å gjennomgå en del av dette materialet, spesielt med tanke på å få en oversikt over sprekkesoner og forkastninger. En del kjemiske analyser av borkjerner er utført, og vil gi

informasjon om geokjemiske variasjoner i bergartene og i grunnvannet mot dypet. Det vises igjen til NGU's database og Folldal Verks egne arkiver for en gjennomgåelse av generelle geologiske forhold.

Folldal kommunes tekniske etat kunne opplyse at ingen videre arbeider med grunnvannsundersøkelser var utført ut over Kummenejes og NGU's engasjement. Det finnes i dag to vannverk som er basert på grunnvann i kommunen, men disse har begge uttak sør for Folldal sentrum. Det finnes også to kraftige grunnvannsårer som kommer opp i dagen ved riksvegen mot Folldal, nedstrøms Hjerkin. Henholdsvis Slåmdalen og "Heststallan" (Rogstad, pers med.). Begge disse ligger tett utenfor influensområdet. Det skal ikke finnes noen analysedata av dette vannet.

Ifølge Rogstad ved Folldal kommunes tekniske etat, varierer løsmassedekket i det aktuelle området med et gjennomsnittlig dyp rundt 1,5 meter. Ved høyder rundt 1000 moh. er det flere steder i området registrert permafrost på dyp større enn 2 m i løsmassene.

9.1.4 Litteratur

- Braathen, E.M. og Berger, B., 1986a. Kummeneje Oppdrag nr. o.5377. Rapport nr 1: Folldal kommune
– Grunnvannsundersøkelser. Befaring. Foreløpige vurderinger.
- Braathen, E.M. og Berger, B., 1986b. Kummeneje Oppdrag nr. o.5377. Rapport nr 2: Folldal kommune
– Grunnvannsundersøkelser. Boringer ved Mellomsbekken og Deplflyin. Vurderinger.
- Kvalheim, A. og Krog, R., 1966a. NGU Rapport nr. 685 A: Geokjemiske undersøkelser. Hjerkin I
1966.
- Kvalheim, A. og Krog, R., 1966b. NGU Rapport nr. 685 B: Geokjemiske undersøkelser. Hjerkin II
1966.
- Norges Geologiske Undersøkelse, 1991: Kartkatalog 1991.