

457

OPPDRAKSMELDING

Forsvarets relokalisering
Gardermoen
– Konsekvenser for natur, foruren-
ning og avrenning

Lars Erikstad (red.)



NINA • NIKU

NINA Norsk institutt for naturforskning

Forsvarets relokalisering
Gardermoen
– Konsekvenser for natur, forurens-
ning og avrenning

Lars Erikstad (red.)

NINA•NIKUs publikasjoner**NINA•NIKU utgir følgende faste publikasjoner:****NINA Fagrapport
NIKU Fagrapport**

Her publiseres resultater av NINAs og NIKUs eget forskningsarbeid, problemoversikter, kartlegging av kunnskapsnivået innen et emne, og litteraturstudier. Rapporter utgis også som et alternativ eller et supplement til internasjonal publisering, der tidsaspekt, materialets art, målgruppe m.m. gjør dette nødvendig.

Opplag: Normalt 300-500

**NINA Oppdragsmelding
NIKU Oppdragsmelding**

Dette er det minimum av rapportering som NINA og NIKU gir til oppdragsgiver etter fullført forsknings- eller utredningsprosjekt. I tillegg til de emner som dekkes av fagrapportene, vil oppdragsmeldingene også omfatte befæringsrapporter, seminar- og konferanseforedrag, årsrapporter fra overvåkningsprogrammer, o.a.

Opplaget er begrenset, normalt 50-100.

Temahefter

Disse behandler spesielle tema og utarbeides etter behov bl.a. for å informere om viktige problemstillinger i samfunnet. Målgruppen er "almenheten" eller særskilte grupper, turist- og friluftlivskretser o.l. De gis derfor en mer populærfaglig form og med mer bruk av illustrasjoner enn ovennevnte publikasjoner.

Opplag: Varierer

Fakta-ark

Hensikten med disse er å gjøre de viktigste resultatene av NINA og NIKUs faglige virksomhet, og som er publisert andre steder, tilgjengelig for et større publikum (presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivåer, politikere og interesserte enkeltpersoner).

Opplag: 1200-1800

I tillegg publiserer NINA og NIKU-ansatte sine forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler, gjennom populærfaglige tidsskrifter og aviser.

Erikstad, L. (red.): Forsvarets relokalisering Gardermoen - Konsekvenser for natur, forurensning og avrenning. - NINA Oppdragsmelding 457: 1-90.

Oslo, januar 1997

ISSN 0802-4103
ISBN 82-426-0772-9

Forvaltningsområde:

Norsk: Vassdragsutbygging og andre tekniske inngrep

Engelsk: Hydropower construction and other technical development

Rettighetshaver ©:

Stiftelsen Norsk institutt for naturforskning og kulturminneforskning (NINA•NIKU)

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:

NINA•NIKU

Design og layout:

Ingrid M. Arnesen

NINA•NIKU

Kopiert: Kopisentralen A/S, Fredrikstad

Opplag: 125

Kontaktadresse NINA•NIKU

Dronningensgate 13

Postboks 736 Sentrum

0105 Oslo

Tlf: 22 94 03 00

Fax: 22 94 03 01

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.:15430

Ansvarlig signatur:



Oppdragsgiver:

Forsvarets Bygningstjeneste, Hamar

Referat

Erikstad, L.(red.) 1996: Forsvarets relokalisering Gardermoen - Konsekvenser for natur, forurensning og avrenning. - NINA oppdragsmelding 457: 1-90.

I forbindelse med byggingen av ny hovedflyplass på Gardermoen, planlegger forsvarret relokalisering av visse øvingsarealer i området. Tiltaket består i etablering av et nærøvingsområde i størrelsesorden ca 6 km². To ulike lokaliseringsalternativer er undersøkt (Bergermoen-alternativet og Hauerseeteralternativet). Naturgeografisk ligger undersøkelsesområdet i boreonemoral sone. Klimaet er kontinentalt med relativt kalde vintre og varme somre. Berggrunnen består av ulike prekambriske gneiser. Ellers preges området av betydelige kvartære avsetninger. Vegetasjonen er hovedsakelig fattig. Skogbildet er sterkt påvirket av moderne skogsdrift. Det finnes flere innsjøer av ulik type. Deres karakteristika bestemmes av hvorvidt de er i kontakt med grunnvannet eller ikke og om de har tilløp og eller avløp.

Det er utført en vurdering av tiltaket for fagfeltene geologi, vegetasjon og flora, elg, fugl og mindre pattedyr, limnologi, samt forurensning og avløp for både overflatekilder og grunnvann. I tillegg er det utført en naturfaglig landskapsanalyse. Undersøkelsesområdet omfatter og ligger i tilknytning til områder med svært høy naturfaglig verdi. Tiltakets karakter gjør imidlertid at konsekvensene av tiltaket generelt sett vil bli små. Denne konklusjonen er avhengig av at inngrep i verdifulle og sårbare områder unngås. Størst konsekvens for de to alternativene samlet, vil være for elgstammen for Bergermoenalternativet der konsekvensen vil bli middels stor. For øvrig er det vanskelig å skille de to alternativene fra hverandre.

Emneord: Forsvaret - øvingsområde - konsekvensvurdering - geologi - vegetasjon - dyreliv - limnologi - forurensning - landskap.

Lars Erikstad, NINA, postboks 736 Sentrum, 0105 Oslo.

Abstract

Erikstad, L. (ed) 1996: New training areas - Gardermoen. Environmental impact assessment. - NINA oppdragsmelding 457: 1-90.

In connection with the building of a new national airport at Gardermoen, the military plan to relocate one of its training areas. The measures include the establishment of a local training area in the order of ca. 6 km². Two potential localities have been surveyed (Bergermoen and Hauerseeter). Both areas lie in the boreonemoral biogeographic zone. The climate is continental with relative cold winters and warm summers. The solid geology consists of different Precambrian gneiss, otherwise the areas are characterised by significant quaternary features. The vegetation is mainly nutrient/species poor. Forests are heavily affected by modern forestry management practices. Lakes of different types are found in the area, characterised by whether they are in contact with ground water and the nature of their in and out flows.

An environmental evaluation of the planned development was carried out in the areas of geology, botany, moose, birds, small mammals, limnology, as well as pollution of water flows from surface and ground water. In addition, a landscape ecological analysis was performed. The surveyed area includes, and is connected to, areas with very high nature conservation values. The character of the planned development means that, in general, the impact will be small. This conclusion is conditional on disturbance to identified valuable and vulnerable areas being avoided. The largest impact of the two alternatives is related to the moose population of the Bergermoen alternative, where the impact could be moderate. Otherwise, there is little to separate the two alternatives in terms of the interests examined.

Key words: The Norwegian Defence - Training area. Environmental impact assessment - geology - vegetation - wildlife - limnology - pollution - landscape.

Lars Erikstad, NINA, P.O.B. 736 Sentrum, N-0105 Oslo, Norway.

Forord

I forbindelse med byggingen av ny hovedflyplass på Gardermoen, planlegger Forsvaret relokalisering av visse øvingsarealer i området. Denne rapporten omfatter en analyse av konsekvensene for natur, forurensning og avrenning av de to alternative lokaliseringer av øvingsområder. Rapporten er utført for fagfeltene geologi, vegetasjon og flora, dyreliv, limnologi og vannforurensning og avrenning. I tillegg er det utført en naturfaglig landskapsanalyse.

Prosjektet har vært ledet av Lars Erikstad. Følgende personer har deltatt i utredningsarbeidet: Egil Bendiksen - vegetasjon; Pål Brettum - limnologi forurensning og avrenning overflatekilder; Lars Erikstad - kvartærgeologi, landskap; Erik Framstad - dyreliv (utenom elg); Gunnar Halvorsen - limnologi; Leif Kastdalen - elg; Johan Naterstad - berggrunnsgeologi; Svein-Erik Sloreid - limnologi; Oddmund Soldal - forurensning grunnvann; Odd Stabbetorp - vegetasjon; Torstein Storaas - elg; Dag Svalastog - vegetasjon og dyreliv (utenom elg); Bjørn Walseng - limnologi; Ole Åstebøl - forurensning grunnvann. Svein-Erik Sloreid har stått for digital kartbehandling. Lars Erikstad har redigert rapporten.

Rapporten er formet som en samling separate fagrapporter med egne forfattere, men med en felles innledning og sammendrag. Utredningen om elg utgis som egen fagrapport fra Høgskolen i Hedmark. Sammendraget er tatt med her for helhetens skyld. Fagtemaene «Limnologi» og «Forurensning og avrenning - overflateavløp» er av praktiske grunner slått sammen i ett kapittel, mens forurensning knyttet til grunnvannet er behandlet for seg.

Utredningen er utført i tidsrommet mai-august 1996. Kort tidsfrist midt på sommeren har ført til visse problemer som er beskrevet i de enkelte fagkapitlene. Dette har imidlertid ikke vært avgjørende for konklusjonene som er trukket.

Utredningen er utført på oppdrag fra Forsvarets Bygningstjeneste, FrG (Forsvarets relokalisering Gardermoen) på Hamar. Kontaktperson hos oppdragsgiver har vært Thorgeir L. Hansen, og vi vil takke for et hyggelig samarbeid.

Lars Erikstad
Oslo, august 1996

Innhold

Referat	3	5 Fugler og mindre pattedyr	40
Abstract		5.1 Innledning	40
Forord	4	5.2 Materiale og metoder	40
Innhold	5	5.2.1 Områdebeskrivelse	40
1 Sammendrag	7	5.2.2 Innsamling av opplysninger og observasjonsmateriale	40
1.1 Geologi	8	5.3 Faunaen i undersøkelsesområdet	41
1.2 Vegetasjon	10	5.3.1 Fugler	41
1.3 Elg	11	5.3.2 Rådyr	43
1.4 Fugler og mindre pattedyr	12	5.3.3 Andre pattedyr	44
1.5 Limnologi, forurensning og avløp, overflatekilder	14	5.4 Verdivurderinger	44
1.6 Forurensning - avrenning til grunnvann	15	5.5 Sårbarhetsvurderinger	47
1.7 Naturfaglig landskapsanalyse	16	5.6 Konsekvensvurderinger og avbøtende tiltak	47
2 Innledning	18	5.7 Litteratur	49
2.1 Områdebeskrivelse	18	6 Limnologi, forurensning og avløp - overflatekilder	50
2.2 «0-alternativet»	18	6.1 Innledning	50
2.3 Tiltaksbeskrivelse	18	6.2 Krepser og amfibier	50
3 Geologi	21	6.2.1 Materiale og metoder	50
3.1 Innledning og metode	21	6.2.2 Resultater	50
3.2 Geofaglig beskrivelse av området	21	6.2.3 Oppsummering og kommentarer	53
3.2.1 Generelt	21	6.3 Vannkvaliteten i de undersøkte lokalitetene	53
3.2.2 Hauerseeteralternativet	24	6.3.1 Materiale og metoder	53
3.2.3 Bergermoenalternativet	26	6.3.2 Generell beskrivelse	54
3.3 Verdivurdering	28	6.3.3 Bergermoenalternativet	54
3.4 Sårbarhetsvurdering	29	6.3.4 Hauerseeteralternativet	56
3.5 Konsekvenser av inngrep	29	6.4 Verneverdighet for de undersøkte vannlokalitetene	63
3.6 Litteratur	29	6.5 Sårbarhetsvurdering av lokalitetene	63
4 Vegetasjon og flora	31	6.7 Konsekvenser og avbøtende tiltak	64
4.1 Innledning	31	6.7 Litteratur	64
4.2 Generell beskrivelse av områdene	31	7 Forurensning - avrenning til grunnvann	65
4.3 Beskrivelse av vegetasjonstyper	31	7.1 Forutsetninger og kriterier	65
4.3.1 Skog	31	7.2 Forurensningskilder	65
4.3.2 Myrvegetasjon	34	7.3 Bergermoen	68
4.3.3 Vannvegetasjon	34	7.3.1 Statusbeskrivelse	68
4.3.4 Andre vegetasjonstyper	36	7.3.2 Sårbarhetsvurdering	68
4.4 Beskrivelse av nøkkelbiotoper	36	7.3.3 Konsekvenser av tiltaket	72
4.4.1 Hauerseeteralternativet	36	7.3.4 Avbøtende tiltak	72
4.4.2 Bergermoenalternativet	37	7.3.5 Oppfølgende undersøkelser	73
4.5 Konsekvenser av inngrep	38	7.4 Hauerseeter	73
4.6 Litteratur	39	7.4.1 Statusbeskrivelse	73
		7.4.2 Sårbarhetsvurdering	73
		7.4.3 Konsekvenser av tiltaket	73
		7.4.4 Avbøtende tiltak	75
		7.4.5 Oppfølgende undersøkelser	75
		7.5 Sammenligning av områdene	75
		7.6 Litteratur	75
		8 Naturfaglig landskapsanalyse	76
		8.1 Innledning	76
		8.2 Urørthet	76
		8.3 Relativt relieff	76

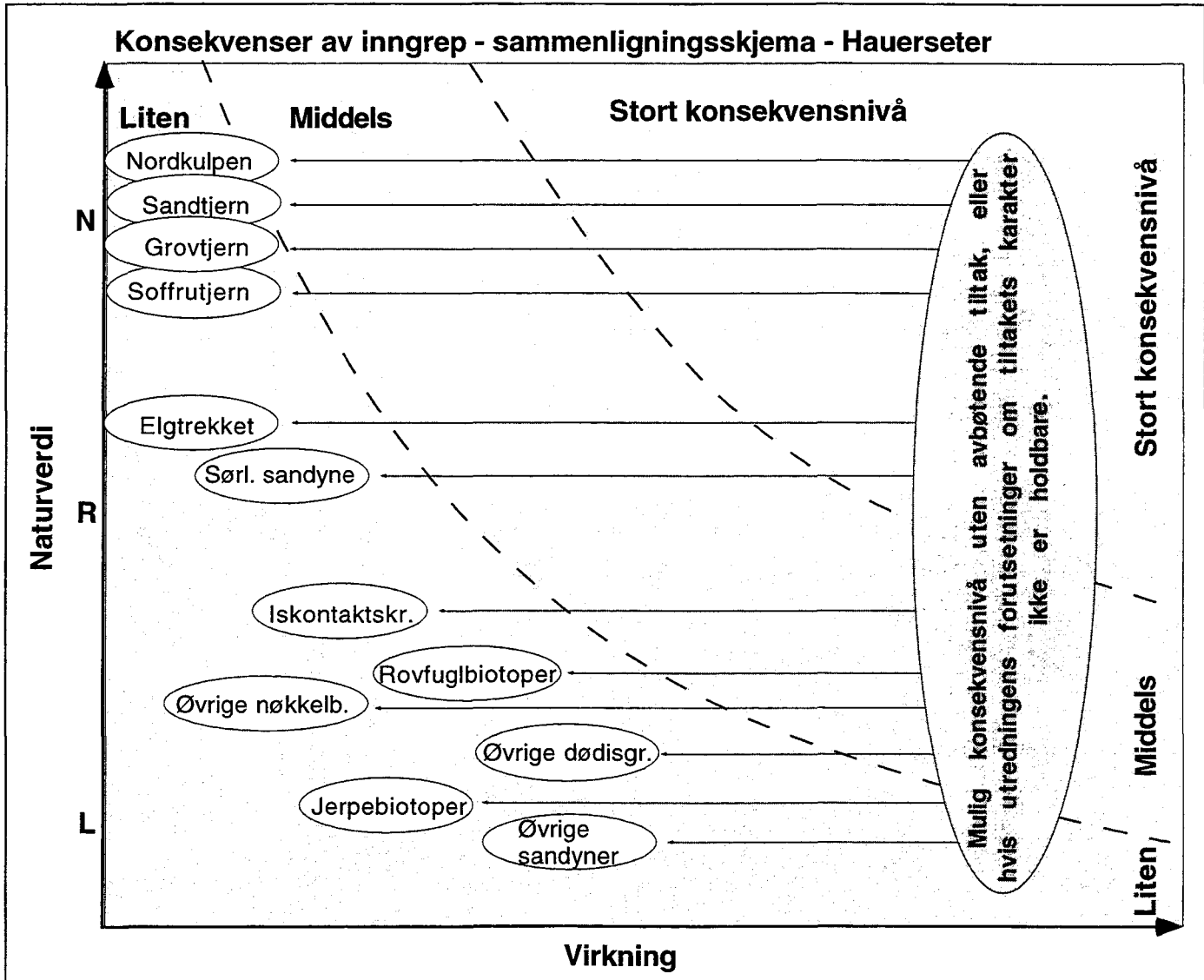
8.4 Landskapselementer	76		
8.4.1 Overordnet skala	76	Vedlegg	5.1
8.4.2 Mellomskala	77	Vedlegg	5.2
8.4.3 Detaljsskala	77	Vedlegg	5.3
		Vedlegg	6.1
8.5 Viktige landskapsfunksjoner	78	Vedlegg	6.2
8.5.1 Avrenning - grunnvann	78	Vedlegg	6.3
8.5.2 Dyreliv	78	Vedlegg	6.4
8.6 Landskapsklassifisering	78	Vedlegg	6.5
		Vedlegg	6.6
8.7 Verdivurderinger	81	Vedlegg	6.7
		Vedlegg	6.8
8.8 Sårbarhetsvurderinger	81	Vedlegg	6.9
8.8.1 Slitasje	81	Vedlegg	6.10
8.8.2 Forstyrrelse	86	Vedlegg	6.11
8.8.4 Forurensning	86	Vedlegg	6.12
8.9 Konsekvensen av tiltakene	86	Vedlegg	6.13
		Vedlegg	6.14
8.10 Litteratur	86	Vedlegg	6.15

1 Sammendrag

Konsekvensanalysen er utført for fagtemaene geologi, vegetasjon og flora, elg, fugler og mindre pattedyr, limnologi, forurensning og avløp både for overflatekilder og grunnvann. I tillegg er det utført en naturfaglig landskapsanalyse. Den naturfaglige landskapsanalysen inneholder til en viss grad et element av syntese for de øvrige utredningstemåne, men er her holdt for seg selv fordi den skal gi et selvstendig innspill til den øvrige KU-prosessen.

Det er lagt stor vekt på å identifisere ulike områders verdi, basert på aksepterte kriterier i norsk naturforvaltning. Videre er det søkt å bestemme hvor stor virkning tiltaket vil ha på de aktuelle områdene som er behandlet. Konsekvensen av tiltaket er et produkt av områdenes verdi og den virkningen tiltaket vil få. Dette er illustrert i figurene 1.1 og 1.2.

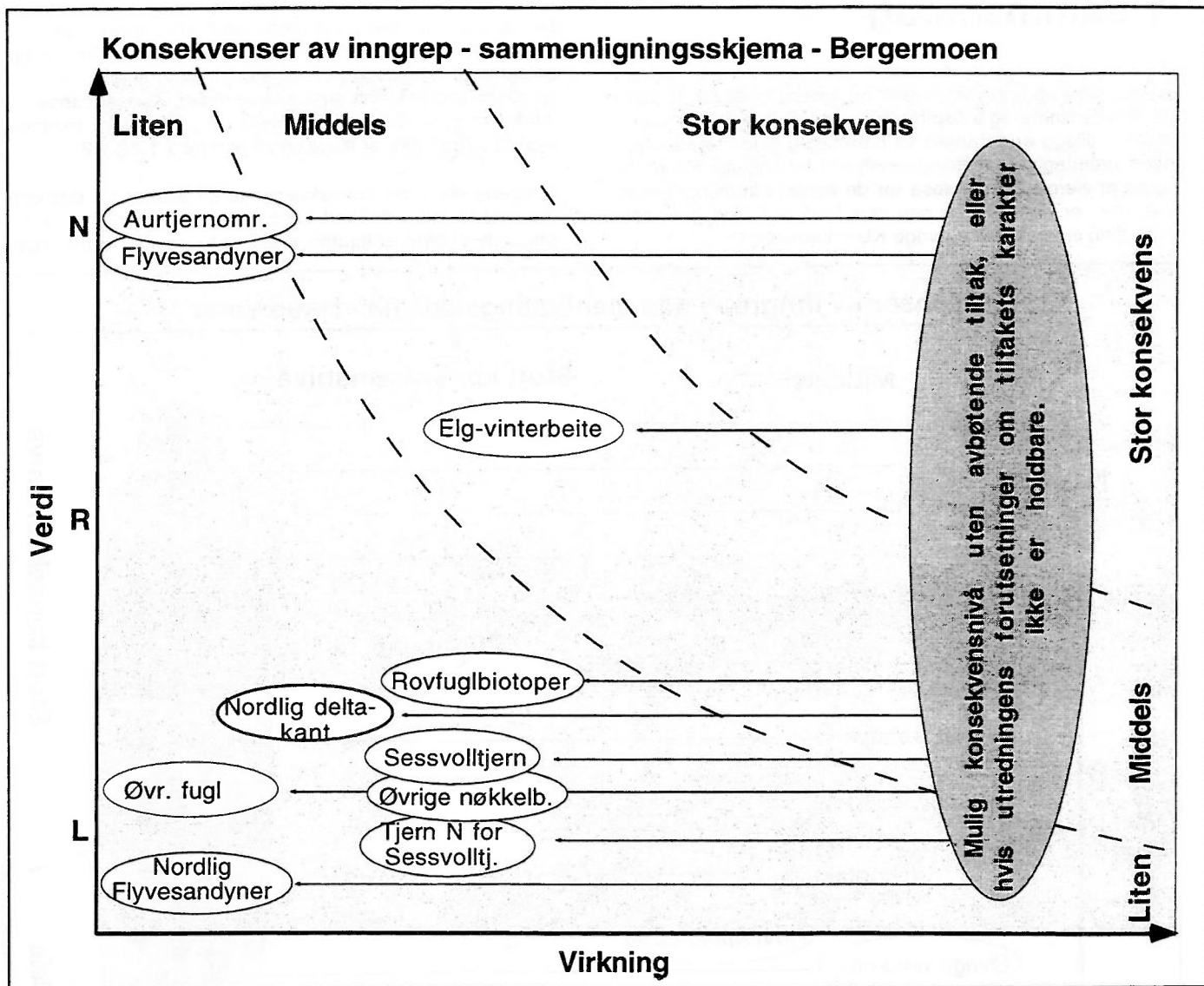
Figurene skisserer konsekvensene for tiltaket for bestemte delområder med definert verdi for de to alternativene. Det må understrekes at figuren er illustrativ og ikke matematisk,



Figur 1.1

Sammenstilling av konsekvensanalysen på landskapsnivå for Hauer seteralternativet. Spesifiserte områder og områdetyper er plassert langs y-aksen med økende verdi oppover (L-lokal, R-regional og N-nasjonal verdi). Det er viktig å merke seg at figuren er prinsipiell og laget for illustrasjonsformål. Aksene representerer forholdsforhold, ikke absolutte verdier, og detaljer i plasseringen av områdene må ikke oppfattes som vesentlige forskjeller mellom områdene, uten at dette går fram av de ulike fagutredningene. Det samme gjelder x-aksen der tiltakets virkning på de ulike delområdene er illustrert. Virkningsgraden som er antydning, forutsetter avbøtende tiltak og at det er mulig å unngå skadelige inngrep i særlig verdifulle og sårbare området. Figuren antyder også konsekvensnivå om denne forutsetningen skulle vise seg å være uholdbar.

Landskapsmessig er det dødisgroplandskapet som skiller seg ut med størst naturverdier, fulgt av den sørlige del av sanddyne-landskapet og landskapsfunksjonen "elgtrekk". Generelt er verdinivået høyt. Konsekvensnivået er lavt under den forutsetning som er stilt ovenfor (se teksten for spesifisering).



Figur 1.2

Sammenstilling av konsekvensanalysen på landskapsnivå for Bergermoenalternativet. For forklaring av figuren, se fig. 1.1.

Landskapsmessig er det flyvesandlandskapet og dødisgroplandskapet som markerer seg med størst naturverdi. Generelt er verdinivået høyt. Konsekvensnivået er relativt lavt under den forutsetning som er stilt ovenfor (se teksten for spesifikasjon). Størst negativ konsekvens er knyttet til landskapsfunksjonen "vinterbeite for elg".

slik at det ikke må trekkes vidtgående konklusjoner på bakgrunn av områdenes plassering i figuren utover den gruppetilhørigheten som er definert i de enkelte fagkapitlene.

Figurene viser at konsekvensene ved tiltaket generelt sett vil bli små slik vi har forstått tiltaksbeskrivelsen. Tiltaksbeskrivelsen er relativt generell, og det forutsettes at vi har forstått mulighetene til å unngå inngrep i verdifulle og sårbare områder på en realistisk måte. Figuren antyder potensielt konsekvensnivå om denne forutsetning ikke er holdbar. Største konsekvens for de to alternativene samlet vil være for elgstammen for Bergermoenalternativet. For øvrig er det vanskelig å skille de to alternativene fra hver

andre. Presiseringer og dokumentasjon til figurene vil finnes i de enkelte fagkapitlene.

1.1 Geologi

Kort beskrivelse og verdivurdering

Berggrunnen består av ulike gneisbergarter, og det er ikke registrert områder med spesielt høy verdi. Kvartærgeologisk ligger begge områder i tilknytning til Hauersettertrinnen. Hauersettertrinnen ble dannet for ca 9500 år siden. Breen stoppet opp i sin tilbaketreking lenge nok til å bygge opp et stort deltakompleks opp til og over marin grense (205 m o.h.). Brekanten finnes idag igjen som en markert kant i

løsmasselandskapet (iskontaktskråning). Utenfor denne er det bygget opp store deltaavsetninger overlatt med grov grus (sandur). Innenfor iskontaktskråningen finnes finere

sedimenter knyttet til den videre tilbaketreking av breen og en bresjø som dannet seg mellom iskanten og Hauer setertrinnet. Tallrike dødisgroper finnes knyttet til iskontaktskråningen og ulike dreneringsveier innenfor og utenfor denne. Umiddelbart etter isavsmeltingen førte sterke fallvinder fra breen til at finsand ble blåst sammen til store flyvesanddyner. Området er klassisk i norsk kvartærgeologi, og det har lenge vært enighet om områdets store naturverdi, noe som kommer til uttrykk i flere fredningsforslag, rapporter og avhandlinger. Generelt ligger verneverdien på et nasjonalt til internasjonalt nivå.

Hauer seteralternativet omfatter områder fra rett sør for iskontaktskråningen og nordover. De østlige delene består av fast fjell med stedvis spredt morenedekke. Vest for Hovifjellet ligger Hauer seter-mosan, en myr sterkt preget av tidligere torvuttak. Et stort flyvesanddynekompleks ligger inn mot iskontaktskråningen, men flyvesanddyner finnes også inn mot nord og nordvestsiden av Hovifjellet. Ellers er området dominert av en stor sandflate avsatt i en bredemt sjø. I nordvest finnes mange små, og tildels dype dødisgroper. Det største dødisgropkomplekset er tatt i bruk som kommunal fyllplass. En bekk renner fra myrområdene i sørøst nordover til Sandtjern der vannet infiltreres naturlig i grunnvannmagasinet. Sandtjern har innløp, men ikke utløp, og dette er en type tjern som ellers ikke er vanlig i Gardermoområdet. Rett nord for Sandtjern ligger Nordkulpen. Dette lille vannet har sterkt varierende vannstand, antagelig koblet til årstidsvariasjoner. Sandtjern/Nordkulpen har nasjonal naturverdi. Flyvesandkomplekset og iskontaktskråningen i sør har regional til nasjonal verdi, mens flyvesanddynene nordvest på Hovifjellet har lokal verdi. Det samme har dødisgropansamlingen nord for Sandtjern.

Bergermoenalternativet ligger på den andre flanken av Hauer seteravsetningen. Iskntakten er her vanskelig å følge, og den detaljerte tolkningen av isavsmeltingsforløpet er noe mer problematisk. Helt i sør ligger en brattkant som markerer et av hovedavløpene fra den bredemte sjøen innenfor Hauer setertrinnet. Rett nord for denne finnes dødisgroper som er fylt med tjern og myr. Dette sørlige området er ellers dominert av flyvesand. I nordøst finnes lave åser med fast fjell med usammenhengende morenedekke, samt endel større myrer som alle er sterkt preget av grøfing. Ellers er området dominert av en stor sand- og grusflate. I nord grenser denne mot marine avsetninger. Grensen mellom de to avsetningstypene er markert med en skråning som kan tolkes som en iskontakt eller en deltakant helt i utkanten av Trandumdeltaet. Flyvesandområder rett nord for riksvei 176 er foreslått som landskapsvernområde sammen med et kjerneområde rett sør for riksveien, men vest for det aktuelle øvelsesområdet. Dette har også nasjonal verdi. Flyvesandområdene ved Bergermoen for øvrig har lokal verdi. Det samme har skråningen som markerer overgangen mellom breelvmateriale og havavsatt materiale og områder i tilknytning til denne.

Forventet utvikling i området

Det forventes små endringer i området hvis ikke arealbruken endres. Det tas forbehold om etablering av motorpark innen Bergermoenalternativet (se diskusjon om dette i innledningen).

Tiltakets forventede influensområde

Det er ikke forventet virkninger ut over de oppgitte grenser for tiltaket.

Viktigste konsekvenser

Det er ventet små konsekvenser av tiltaket uavhengig av hvilket alternativ som velges. Dette forutsetter at tekniske inngrep holdes utenfor områder av særlig høy verdi. Videre forutsettes det at treningsintensiteten utenfor områder med tekniske inngrep ikke blir så omfattende i sårbare områder at stor terrengslitasje oppstår.

Hva som forårsaker konsekvensene

Tekniske inngrep i viktige avsetningstyper eller former vil føre til direkte skade, konsekvensen vil være avhengig av hvor de tekniske inngrep utføres. Slitasje i form av ferdsløp, leirslagning og bruk av kjøretøyer vil særlig i de mest sårbare områdene føre til terrengslitasje i ulik grad, konsekvensen i særlig verdifulle og urørte flyvesanddyner vil kunne bli store, hovedsakelig knyttet til redusert visuell verdi.

Usikkerheten i vurderingene

Det er her tatt utgangspunkt i at motorisert ferdsløp ikke skal foregå utenfor anlagte og planlagte veier samt at det ikke skal graves stillinger i flyvesanddyner og andre markerte formelementer på sletta. Tiltaksbeskrivelsen er ikke tilstrekkelig spesifisert og kartfestet til at konsekvensen kan uttrykkes konkret med høy grad av sikkerhet for ethvert spesifisert område. Konsekvensen er derfor uttrykt generelt under forutsetning av at tekniske inngrep og øvingsaktiviteten kan tilpasses områder av særlig verdi eller spesiell sårbarhet.

Rangering av konsekvenser

Det er ventet små konsekvenser av tiltaket uavhengig av hvilket alternativ som velges. Forutsetningen for denne vurderingen er som spesifisert ovenfor. Spesifisert konsekvens utover dette må kobles til situasjoner der denne forutsetning ikke er holdbar.

- Om tiltaket fører til tekniske inngrep i særlig verdifulle områder vil de negative konsekvensene kunne bli store.

- Om øvingsvirksomheten fører til synlig slitasje i særlig sårbare og verdifulle områder vil konsekvensene bli moderate.

Avbøtende tiltak

- Tekniske inngrep legges til områder som ikke har spesiell verneverdi eller sårbarhet.

- De spesifisert verneverdige og de mest sårbare områdene bør tas hensyn til i planlegging av øvelser.

Oppfølgende undersøkelser

- Under den videre planlegging og under anleggsarbeidet bør geolog rådspørres for å sikre at viktige og sårbare områder ikke blir unødig berørt.

- Slitasjen på området bør registreres etter at øvingsområdet har vært i drift en stund og med jevne mellomrom deretter (f.eks. 5-års intervall) for å kunne korrigere belastningen på spesielt sårbare områder (jf kap. 2.2).

1.2 Vegetasjon

Kort beskrivelse og verdivurdering

De to alternative områdene har omtrent samme type vegetasjon. De domineres av gran- og furuskog i forskjellige utforminger som er typisk for denne del av Østlandet. Barskogen er sterkt utnyttet i skogbrukssammenheng, og det er derfor bare noen få delområder som skiller seg ut ved å ha et større arts mangfold og mer interessant artsutvalg på grunn av at skogene her er eldre enn i den øvrige delen av området. Disse områdene er pekt ut på kart, og de utgjøres hovedsakelig av mer fuktige barskogstyper. I Hauersealternativet dreier dette seg om et område med eldre fuktig granskog nord i Hovifjellområdet og et område sør på Hovifjellet hvor det også inngår svartorskog, en vegetasjonstype som er forholdsvis sjelden i denne delen av landet. I Bergermoenalternativet er det et område med forholdsvis rik skogsvegetasjon øst for Verkensmosan og et område med kulturpåvirket, men artsrik skog i tilknytning til Sessvolltjern sørøst i området. Disse fire områdene er vurdert å ha lokal verneverdi ut fra botaniske kriterier. I øvrig har ikke skogsområdene spesifisert verneverdi.

I begge områdene finnes en god del myr. De største arealene utgjøres av store sammenhengende områder med myr som kun får tilført vann og næring fra nedbøren. Disse myrene er sterkt påvirket av menneskelig aktivitet, og vegetasjonen på disse har ikke lenger noen botanisk verneverdi. Mindre myrer med sivevannspåvirkning finnes, særlig i tilknytning til dødisgropene, og mange av disse har en mer uberørt karakter. Heller ikke her er det påvist spesielle botaniske verneverdier.

I begge områdene er det flere mindre vannforekomster. Vannvegetasjonen i disse er overveiende artsfattig, og spesielt interessante arter er ikke påvist. Rundt flere av tjernene (Grovtjern og Sofrutjern i Hauersealternativet, Sessvolltjern i Bergermoenalternativet) er det velutviklede flytematter med lite påvirket myrvegetasjon.

Det området som peker seg ut som det mest interessante botanisk sett, er området rundt Nordkulpen like ved Sand gård i Hauersealternativet. Vegetasjonen rundt dette lille tjernet er artsrik, og med en fint utviklet sonering nedover mot vannspeilet. I tilknytning til dette finnes en stor og velutviklet populasjon av den sjeldne arten bleikfiol (*Viola persicifolia*), en art som har få gjenværende populasjoner i Norge. Populasjonen ved Nordkulpen er muligens den største bleikfiolforkomsten i Norge. Området må vurderes som nasjonalt verneverdig, og det inngår i et forslag til naturreservat.

Forventet utvikling i området

Det forventes små endringer i området hvis arealbruken ikke endres. De skogområdene som er pekt ut som spesielt interessante (se ovenfor) kan bli gjenstand for økt utnyttning i skogbrukssammenheng, og dette vil ødelegge de botaniske verdiene som er påvist i disse delområdene. Ellers vil en forvente at alderssammensetningen i skogsarealene vil forbli som i dag ved at hogstmoden skog blir avvirket og erstattes av plantefelt, på samme måte som tilsvarende områder ellers i østlandsområdet.

Myr- og vannvegetasjon forventes å forbli i sin nåværende tilstand. De myrområdene som ikke er grøftet eller utnyttet på annen måte fram til i dag, forventes å ha liten økonomisk interesse. Heller ikke vil vi anta særlig økt friluftaktivitet her som ville kunne føre til økt slitasje på disse naturtypene.

Det spesielle området rundt Nordkulpen i Hauersealternativet er delvis et resultat av at området tidligere har vært brukt som beiteområde, men ved inventeringen ble det ikke funnet tegn til at beite fremdeles foregår i området. Slik kulturbetinget vegetasjon kan på lengre sikt få et endret preg ved at busker og trær etter hvert etablerer seg. En slik utvikling rundt Nordkulpen er lite ønskelig ut fra naturvern hensyn. Det bør utarbeides en skjøtelsesplan som hindrer en slik utvikling i det foreslåtte naturreservatet.

Tiltakets forventede influensområde

Det er ikke forventet virkninger ut over de oppgitte grenser for tiltaket.

Viktigste konsekvenser

Uansett hvilket alternativ som velges, må den negative effekten av øvingsvirksomhet på vegetasjon og flora vurderes som liten. Dette er under forutsetning av at det ikke igangsettes øvingsvirksomhet innen de foreslåtte verneområdene, og at det tas behørig hensyn for å skåne de områdene som er pekt ut som sårbare.

Hva som forårsaker konsekvensene

Slitasje i form av ferdsel til fots, leirslagning og bruk av kjøretøyer vil være det som gir de største endringene i vegetasjonen. Det er spesielt bruk av området i vekstseongen (møns områdene er snøbare og uten tele) som vil gi de største skadene, særlig i perioder med høyt fuktighetsinnhold i marka (f.eks. i snøsmeltningsperioden om våren).

Videre vil en utbygging av veinettet i området føre til direkte ødeleggelse av vegetasjonen langs de nye veitraseene. Områder langs veitraseene som benyttes til hensetting av kjøretøyer vil bli spesielt nedslitt. Områder som brukes spesielt intenst, f. eks. til bivakkering, vil bli sterkere påvirket.

Konfliktene mellom øvingsaktivitet og naturvern hensyn er større jo mer verdifulle områdene er. Siden samtlige områder som er utpekt som botanisk verneverdige er knyttet til områder med sårbar vegetasjon, er det disse delområdene som det er spesielt viktig å ta hensyn til.

Usikkerheten i vurderingene

Det er her tatt utgangspunkt i at motorisert ferdsel ikke skal foregå utenfor anlagte og planlagte veier. Tiltaksbeskrivelsen er ikke tilstrekkelig spesifisert og kartfestet til at konsekvensen kan uttrykkes konkret med høy grad av sikkerhet for ethvert spesifisert område. Konsekvensen er derfor uttrykt generelt under forutsetning av at tekniske inngrep og øvingsaktiviteten kan tilpasses områder av særlig verdi eller spesiell sårbarhet.

Rangering av konsekvenser

Det er ventet små konsekvenser av tiltaket under forutsetning av at det tas hensyn til verdifulle og sårbare områder. Om denne forutsetning ikke holder, vil konsekvensene kunne rangeres som følger:

- Øvingsaktivitet i området rundt Nordkulpen i Hauersealternativet vil kunne få meget store negative konsekvenser for den spesielle vegetasjonen her som er av nasjonal verdi.

- Eventuell intens utnyttning i noen av de lokalt verneverdige skogsområdene vil få stor effekt for artsmangfoldet i disse, da det her er tale om slitasesvak vegetasjon. Dette oppfattes som moderat konsekvens.

- Store effekter vil det også bli ved økt ferdsel rundt tjernene som har myrmattevegetasjon langs breddene. Dette oppfattes også som moderat konsekvens.

Avbøtende tiltak

- Det bør opprettes et nett med oppstillingsplasser for motorkjøretøy, slik at man unngår en generell vegetasjonsslitasje langs veinettet i hele dets lengde.

- Øvingsaktiviteten bør i størst mulig grad legges til vinterhalvåret, og spesielt bør aktivitet i snøsmeltingsperioden unngås

- Det bør legges restriksjoner på menneskenes bevegelser i nærheten av vann med myrmattevegetasjon rundt (f. eks. Sessvolltjern)

- Det bør utarbeides en plan for gjentatte undersøkelser av området, for å kunne vurdere om slitasjonen er holdt innenfor tolererbare grenser. Dette er også viktig for at området på lang sikt fortsatt skal være egnet som øvingsområde: Ved for stor slitasje vil dette kunne gå ut over foryngelse av skogen, og etter hvert som de eldre trærne dør vil det kunne oppstå trebare områder som antas å være lite egnet til militær øvingsaktivitet.

Oppfølgende undersøkelser

- Under den videre planlegging og under anleggsarbeidet bør botaniker rådspørres for å sikre at viktige og sårbare områder ikke blir unødig berørt.

- Slitasjen på området bør registreres etter at øvingsområdet har vært i drift en stund (se ovenfor) og med jevne mellomrom deretter (f.eks. 5-års intervall) for å kunne korrigere belastningen på spesielt sårbare områder (jf kap. 1.1).

1.3 Elg

En vurdering av effektene av tiltaket på elgstammen har vært en del av prosjektet som er utført av Leif Kastdalen og Torstein Storaas (Høgskolen i Hedmark) og rapportert separat. En oppsummering av resultatene fra denne del av prosjektet er tatt med her for helhetens skyld.

Kort beskrivelse og verdivurdering av områdene i dag

Begge områdene er viktige vinterbeiteområder for elg som hovedsakelig har sommerbeiter i åsene i vest. I normale vintre trekker elg ned til disse områdene i slutten av desember og blir til slutten av mars.

Elgfôrproduksjonen er tilnærmet lik i de to områdene (132 tonn på Hauer seter og 101 tonn på Bergermoenområdet innenfor primær, og sekundærområdene). Framtidig elgfôrproduksjon vil i hovedsak være bestemt av hvilket skogbruk man velger å føre. Preferansestudier viser at i de aktuelle områder foretrekker elgen spesielt myrområder med oppslag av furu, yngre barskogsområder og igjenvoksende hogstflater. Fordelingen av disse bestandstypene er kartlagt.

Møkkteilingene viste at vinteren 1996 oppholdt det seg over 3 ganger så mange elg på Bergermoenområdet som på Hauer seterområdet. Med høyere tetthet av elg blir også en

større del av fôrproduksjonen utnyttet på Bergermoenområdet enn på Hauer seter.

Sporregistreringene viser at elgen trekker inn til Bergermoenområdet over en bred front fra vest og nord. Til Hauer seterområdet kommer de fleste elgene trekkende over E6 på strekningen mellom Hauer seter og krysset for Fv 458. Trekket videre østover er relativt lite og konsentrerte til få punkter.

Forventet utvikling i området dersom tiltaket ikke realiseres

Siden den nye hovedflyplassen og tilbringersystemet vil båndlegge deler av de meste benyttede vinterbeiteområdene på Romeriksletta, forventer vi at det i årene framover vil bli en større ansamling av elg på Bergermoenområdet enn i dag. Vi forventer at E6 vil bli en enda vanskeligere barriere å krysse for elgen. Vi forventer flere trafikkulykker og at Hauer seterområdet og beiteområdene lengre øst vil bli mindre tilgjengelige for trekkende elg.

Tiltakets forventede influensområde

Tiltak i vinterbeiteområdet på Romeriksletta vil kunne ha betydning for elg i hele regionen (over 2000 km²) som benytter vinterbeitet. Spesielt gjelder det tiltak som vil redusere elgens muligheter til å nå beiteressursene på østre delen av Romeriksletta. 2/3 av Romerikslettas beiteressurser befinner seg øst for E6. Etter utbyggingen av tilbringersystemet til Gardermoen vil strekningen mellom Hauer seter og Risebru framstå som den eneste naturlige trekkorridor mot de østre beiteområder.

De viktigste konsekvensene ved tiltaket

Elgens bruk av beiten vil gå ned. Rundt Bergermoenområdet er alle alternative beiter mye brukt. Beitepresset vil øke ytterligere de nærmeste år p.g.a. flyplassutbyggingen. Minstet bruk av beiten på Bergermoenområdet vil føre til lavere fôropptak og dermed lavere produksjon og sunnhetstilstand i elgbestanden. Reduksjon av mulighetene til å utnytte beiten ved Bergermoenområdet vil også føre til at elgen streifer mer omkring på Øvre Romerike på beitesøk. Dette vil igjen føre til en generell økning i antall påkjørte elg.

Elgens bruk av faunapassasjene på Gardermobanen kan bli redusert. På Bergermoenområdet vil dessuten skremt elg som ikke finner åpningene i viltgjerdene bli svært stresset, siden øvelsesområdet er omkranset av viltgjerdar i vest, nord og øst.

Ved Hauer seter vil elgen kun møte stengsler i vest og ved Hauer seter leir i syd. Elg som blir skremt østover vil ha fri tilgang på store beiteområder. Studier av skremt elg har vist at elgens fluktdistanse er over 1 km. Elg vil fra begge områdene bli skremt ut på hardt trafikkerte veger. Dette vil føre til flere kollisjoner mellom bil og elg.

Hva som forårsaker konsekvensene

Den skisserte motoriserte aktiviteten vil trolig ha liten innvirkning på elgbestanden. Øvinger med mange deltakere til fots i terrenget vil jage elg ut av øvelsesområdene.

Usikkerheten i vurderingene

Elgbestanden som bruker Romeriksletta om vinteren er relativt godt studert. Det er likevel en viss usikkerhet knyttet til elgens fluktdistanse og -distanse under slike forhold som det vil være i de aktuelle øvelsesområdene. Det er tenkelig

at sulten elg i vintre med mye snø periodevis kan miste litt av sin skyhet for mennesker og dermed redusere sin normale fluktavstand og fluktdistanse. Dette vil da minske de negative effekter av øvingsaktiviteten.

Rangering av konsekvensene for elg

Etableringer uten avbøtende tiltak vil føre til at elg blir skremt ut mot E6. Skremt elg som kommer ut i trafikkert vei vil utgjøre en stor påkjørselsfare. For elgpopulasjonen vil en etablering på Bergermoenområdet få negative konsekvenser også ved gjennomførte avbøtende tiltak. Ved Hauerse-ter vil viltpassasjer over E6 og soner med lite fotfolk kunne bidra til restaurering av en grønn korridor der elgen farefritt kan nå de store vinterbeitene i øst. En etablering ved Hauerse-ter med gjennomførte avbøtende tiltak vil være med på å forbedre forholdene for elgen når den er i vinterbeiteområdene på Romeriksletta. Rangeringene er vist i **tabell 1.1**, **1.2** og **1.3**.

Fuglefauna generelt: Naturforholdene gir seg utslag i en forholdsvis triviell og artsfattig fuglefauna med stort sett arter som en kan forvente å finne i de aktuelle skogtypene. Et fåtall arter dominerer, med bokfink (*Fringilla coelebs*) og løvsanger (*Phylloscopus trochilus*) som de vanligste. Arts-sammensetningen bestemmes i stor grad av skogtypen og i hvilket suksesjonstrinn skogen befinner seg. Enkelte arter har f.eks. preferanse for gammelskog (måltrost *Turdus philomelos*, fuglekonge *Regulus regulus*, meiser *Parus* sp.), mens andre arter er typiske for hogstflater og yngre skog (gulspurv *Emberiza citrinella*, jernspurv *Prunella modularis*). Det ble ikke registrert sjeldne eller sårbare arter av spurve-fugl eller hakespetter. Derimot ble den forholdsvis sjeldne skogdua (*Columba oenas*) observert hekkende i den nordre delen av Hauerse-terområdet.

Fugletakseringene viser en viss forskjell mellom de to områdene, med både høyere tetthet og artsmangfold i Hauerse-terområdet. Årsaken er trolig en noe større andel

Tabell 1.1 Vurdering av konsekvenser uten avbøtende tiltak.

Effekt	Bergermoenområdet	Hauerse-ter
Elgpåkjørsler (konsekvens for mennesker)	Meget store negative konsekvenser	Meget store negative konsekvenser
Elgbeite	Store negative konsekvenser	Små negative konsekvenser
Elgtrekk	Store negative konsekvenser*	Små negative konsekvenser

* Avhengig av øvelsesform og intensitet

Tabell 1.2 Vurdering av konsekvenser med avbøtende tiltak.

Effekt	Bergermoenområdet	Hauerse-ter
Elgpåkjørsler (konsekvens for mennesker)	Få eller ingen negative konsekvenser	Få eller ingen negative konsekvenser
Elgbeite	Store negative konsekvenser	Små negative konsekvenser
Elgtrekk	Moderat negativ konsekvens	Få eller ingen negative konsekvenser

Tabell 1.3 Konsekvensen av hvert alternativ på generelt nivå.

	Bergermoenområdet	Hauerse-ter
Uten avbøtende tiltak	Stor negativ konsekvens	Stor negativ konsekvens
Med avbøtende tiltak	Moderat negativ konsekvens	Ikke målbar negativ konsekvens

1.4 Fugler og mindre pattedyr

Kort beskrivelse og verddivurdering av områdene i dag

Begge områdene preges i hovedsak av en ensartet topografi typisk for Romerikslettene. Skogbildet er nokså monotont med barskog dominert av fattige til middels rike typer, dvs. bærlyngfuruskog, barblandingskog og blåbærgranskog. Skogen er preget av intensiv skogsdrift med bl.a. mye hogstflater og relativt store arealer med tett ungsog (H.kl. II-III).

av middels rik granskog enn i Bergermoenområdet; sistnevnte er også mer preget av intensiv skogsdrift i hele området med mye åpen og ensjiktet skog. De søndre delene av Hauerse-terområdet som ligger i Ullensaker allmenning, dvs store deler av Hovifjellet og flatene vest og nordvest for Hauerse-termosan, har noe mer preg av småskalaskogbruk med mer variert skogbilde, og skogen er her gjennomgående også mer flersjiktet. Dette reflekteres også i en litt rikere fuglefauna.

Hønsfugl: I begge områdene forekommer det store, åpne myrpartier hvor det er spillplasser for orrfugl (*Lyrurus tetricus*),

henholdsvis på Hauersestermosan og Stormosan. Bare orreleiken på Stormosan i Bergermoenområdet er for tiden aktiv. I begge områdene er det også gamle spillplasser for storfugl (*Tetrao urogallus*), men ingen av disse er for tiden aktive. Storfugl forekommer i dag trolig bare tilfeldig i begge områdene. Jerpe (*Tetrastes bonasia*) er registrert i begge områdene og forekommer relativt tallrikt i Hovifjellet, som må ansees for et viktig område for jerpe. I Bergermoenområdet er det relativt lite av egnede habitater for jerpe (sumpskog), og arten opptrer derfor mer sparsomt her.

Rovfugl: Det hekker hønsehauk (*Accipiter gentilis*) i begge områder, og både musvåk (*Buteo buteo*) og tårnfalk (*Falco tinnunculus*) hekker i smågnagerår, i alle fall i Hauersesterområdet. Lerkfalk (*Falco subbuteo*) er jevnlig observert hekkende i Hauersesterområdet; arten er oppført som sjelden på Direktoratet for naturforvaltnings liste over truede arter (DN 1992).

Rådyr: Bestanden av rådyr (*Capreolus capreolus*) i området har ikke vært gjenstand for systematiske undersøkelser, men området ligger i lavereliggende distrikter hvor en kan vente en tett til middels tett bestand. Ut fra hva en vet om rådyrenes beitevaner og krav til leveområder, vil en i de aktuelle områdene finne de beste sommerbeiteområdene i litt kupert terreng med en del innslag av rikere vegetasjonstyper som lågurtgranskog, storbregne- og høgstaudegranskog og forskjellige utforminger av sumpskog og småmyrer. Også kantskog mot dyrket mark er ofte gode rådyrbiotoper. Sammenligner en de to områdene, vil Hauersesterområdet ha størst andel av slik skog, der Hovifjellet peker seg spesielt ut. Også områder omkring dyrkingsarealene sør for Majorseter, samt et parti nord for Sand med mye dødisgroper, nevnes av lokalkjente som viktige rådyrområder. For Bergermoenområdet er gode sommerbeiteområder mer begrenset, og her vil det nordvestligste hjørnet rundt Verkensmosan, kantskogen mot dyrket mark og det kupert området videre sørøstover mot Høgmosan være gode rådyrområder.

Blåbærling er hovednæring for rådyr vinterstid, og den blåbærdominerte granskogen i begge områdene er antagelig viktige vinterområder for rådyr. Selv om det er betydelig mindre av denne skogtypen i Bergermoenområdet, må det antas at det tidvis vil stå mer rådyr vinterstid i dette området på grunn av innvandring av dyr fra de snørike åstraktene vest for Romeriksslettene. I snørike vintre vil rådyrene generelt trekke ned mot lavereliggende områder. Der det opprettes vinterfôringsplasser, vil det raskt oppstå trekk mot disse. I Hauersesterområdet har det tradisjonelt foregått et visst trekk ned mot ravedalene rundt Hersjøen. E6 virker i dag langt på vei som en barriere, og dyr som forsøker å krysse veien er sterkt utsatt for å bli ihjelkjørt. En har forsøkt å forhindre dette ved anlegg av fôringsplasser.

Mindre pattedyr: Det er ikke foretatt spesielle undersøkelser av mindre og mellomstore pattedyr som rev (*Vulpes vulpes*), mår (*Martes martes*), grevling (*Meles meles*), hare (*Lepus timidus*) og smågnagere, men en kan anta at de forekommer i bestander som er typiske for den skogsmarka som finnes i de aktuelle områdene. Det er viktige hilokaliteter for rev og grevling i sanddynene sørvest for Hauersestermosan og stedvis i skråningene i dødisgropene nord for Sand.

Forventet utvikling av dyrelivet i området dersom tiltaket ikke realiseres

Skogbehandlingen, og derav følgende endringer for treslagssammensetning og aldersstruktur, vil være viktigste

styrende faktor for sammensetning av fuglefauna og øvrige dyreliv. Hogstklassefordelingen vil gi størst utslag for arter med preferanse for et bestemt suksesjonstrinn. Høy andel løvtrær og gammel velutviklet skog vil generelt ha stor betydning for artsmangfoldet av fugler. En del arter har særlige krav til habitatet eller forekomst av spesielle elementer, f.eks. hulerugere eller arter som krever forekomst av rike eller fuktige skogtyper. Enkelte arter opptrer med sykliske svingninger eller mer invasjonspregede forekomst i takt med endringer i smågnagerbestanden (en del rovfugl og rovdyr) eller ved store frøår. Rådyr har vist stor evne til å tilpasse seg dagens skogbruksmetoder og har, i likhet med elg (*Alces alces*), også profittert en del på dette. For hard hogstføring og rydding av busker og løvskog har imidlertid en negativ effekt.

Tiltakets forventede influensområde

De planlagte tiltakene vil stort sett bare ha betydning for de lokale bestandene av fugl og småviltarter. For Bergermoenalternativet kan tiltaket også ha en viss regional effekt på rådyrbestanden fordi en må regne med noe innvandring av dyr fra omliggende åstrakter vinterstid. Vesentlige konsekvenser for arter på lista over truede arter i Norge (DN 1992), i dette tilfellet lerkfalk, vil indirekte være av nasjonal betydning.

De viktigste konsekvensene ved tiltaket

Gjentatte forstyrrelser av sårbare fuglearter, som enkelte rovfuglarter, kan føre til at de forsvinner fra områdene ved at de skyr reirplassene. Uten spesielle hensyn i hekketiden må en regne med en viss nedgang i hekkebestanden av flere fuglearter. Markhekkende arter, særlig hønsefuglarter, er spesielt utsatt ved omfattende øvingsaktivitet i terrenget i hekketiden. Ved forstyrrelse av rådyr i yngletiden (mai-juli) og i snørike/kalde vintre må en regne med en viss tilbakegang for bestanden i de aktuelle områdene. Mye aktivitet ved hiområder kan føre til at rev forlater hiet.

Hva som forårsaker konsekvensene

Konsekvensene vil i all hovedsak være knyttet til forstyrrelser av fugler og pattedyr i yngletiden og av rådyr i vinterområdene. Motorisert trafikk har generelt liten skremseffekt på dyrelivet. Så lenge slik trafikk kanaliseres langs bestemte hovedårer, vil derfor effekten på dyrelivet være liten. Mye personell til fots i terrenget, spesielt i yngletiden og i kritiske perioder vinterstid (spesielt for rådyr) kan derimot ha stor forstyrrende effekt, og dyr vil bli jaget ut av området. Biotopødeleggelser ved fysisk nedbygging, omfattende slitasje på vegetasjonen eller ødeleggelse av viktige ressurser, som f.eks. skader på vegetasjonen i sumpskogområder eller ødeleggelse av reirtrær, kan også ha stor effekt.

Usikkerhet i vurderingene

Rådyrenes bruk av områdene er forholdsvis dårlig kartlagt, spesielt hva Bergermoenområdet angår. Ut fra generell kunnskap om rådyrs bruk av ulike vegetasjonsutforminger om sommeren anses vurderingene av rådyrs potensielle sommerbeiteområder likevel som forholdsvis sikre. Rådyrenes vinteroppholdssteder kan imidlertid variere en del fra år til år avhengig av snømengdene, og angivelse av vinteroppholdssteder er bare omtrentlig anslått. De generelle vurderingene og sammenligning mellom alternativene anses likevel som ganske sikre.

Rangering av konsekvensene for dyrelivet

Uten avbøtende tiltak vil de negative konsekvensene være store for den lokale rådyrbestanden; med avbøtende tiltak vil disse være forholdsvis moderate (til små). Ved intensiv øvingsvirksomhet over lang tid i sårbare områder vil en risikere noe habitatødeleggelse i form av slitasje på terreng og vegetasjon som kan gi negative konsekvenser for fugl generelt. Gjentatte forstyrrelser av hekkeplasser til rovfugl og spillplasser og leveområder for hønsefugl vil få store negative konsekvenser for lokale bestander uten avbøtende tiltak. Disse vurderingene gjelder på lokalt nivå. Kun for lerkéfalk vil konsekvensene være store på nasjonalt til regionalt nivå.

Avbøtende tiltak og oppfølgende undersøkelser

Avbøtende tiltak vil i hovedsak bestå i en tids- og arealmessig tilrettelegging av øvingsaktiviteten i området for å unngå forstyrrelse av dyrelivet i kritiske perioder. For rådyr bør en i størst mulig grad unngå øvelser med mye personell i terrenget i de skisserte sommerarbeidsområdene i den mest kritiske delen av yngletiden (slutten av mai til ut juli). Videre må en unngå forstyrrelse av rådyr i kritiske perioder vintertid. Rådyrenes vinteroppholdssteder er imidlertid dårlig kartlagt og kan variere med bl.a. snømengdene. Det viktigste avbøtende tiltaket her vil derfor trolig være å opprette føringsplasser og å sørge for mest mulig ro omkring disse. For fugler gjelder det generelt å unngå forstyrrelser i hekketiden, spesielt ved identifiserte spillplasser for skogsfugl og ved hekkeplasser for rovfugl, ved å legge ev. aktivitet i god avstand fra disse i hekketiden. Sumpskog og småmyrer er spesielt verdifulle vegetasjonstyper for dyreliv, og vegetasjonen her bør forsøkes opprettholdt mest mulig intakt.

For å detaljplanlegge avbøtende tiltak, for å avklare usikker kunnskap og for å følge utviklingen etter etablering av øvingsområdet, er det ønskelig å gjennomføre følgende undersøkelser:

- detaljert utforming av avbøtende tiltak og avgrensning av sårbare områder i forhold til planlagt bruk av valgt øvingsområde
- regelmessig (årlig eller 5-årlig) undersøkelse av hekkeforekomst av rovfugl
- regelmessig (årlig eller 5-årlig) undersøkelse av aktivitet og bestandsstørrelse på spillplasser for orrfugl og storfugl
- studier av slitasje på vegetasjon og endring i skogbildet i leveområder for jerpe etter noen års bruk av øvingsområdet
- kartlegge rådyrs bruk av området om vinteren, i år med ulike snøforhold, for å få mer presis kunnskap om rådyrs vinterhabitat og for å tilpasse bruken av øvingsområdet etter dette.

1.5 Limnologi, forurensning og avløp, overflatekilder

Kort beskrivelse og verddivurdering av områdene i dag

De to alternative områdene er topografisk meget ensartet, og dominert av barskog med en del myrområder. De vannlokalitetene en finner innenfor eller i tilknytning til områdene

er små tjern og noen få litt større bekkesystemer. De fleste av disse tjernene eller små innsjøer inngår blant 25-30 vannlokaliteter i Gardermoen-området som har spesielt stor limnologisk interesse.

På grunn av de kvartærgeologiske forholdene i områdene rundt Gardermoen, finner en her, innenfor et svært begrenset areal, en meget stor variasjon i innsjøtyper og vannkvaliteter. Lokaliteter med ulik trofegrad er representert, fra de mest næringsfattige og lavproduktive til de næringsrike og høyproduktive. En finner lokaliteter med forskjellig grad av grunnvannspåvirkning, og med mer eller mindre definerte inn- og utløp. Vitenskapelig sett har en representert en unik samling av innsjølokaliteter, innenfor et tilnærmet ensartet klimatisk område, med en usedvanlig spennvidde i hydrologiske og fysisk-kjemiske egenskaper, og med et stort biologisk mangfold.

Innsjølokalitetene eller tjernene som er undersøkt og vurdert i forbindelse med de to alternative områdene, har vært Sessvolltjern, med definert inn- og utløp, og Aurtjern som hverken har inn- eller utløp, i forbindelse med Bergermoenalternativet. Sessvolltjern har normal gjennomstrømning av overflatevann, mens Aurtjern representerer en innsjøtype med diffuse tilsig. Aurtjern er meromiktisk, det vil si at vannmassene ikke gjennomblendes helt i sirkulasjonsperiodene. Begge tjernene er en del grunnvannspåvirkete og næringsrike. I tillegg er tjernet nord for Sessvolltjern undersøkt med hensyn på amfibier.

I forbindelse med Hauersealternativet er Grovtjern og Sofrutjern, som ligger i utkanten av det aktuelle området, vurdert. Dette er tjern uten definert inn- eller utløp. Grovtjern er meromiktisk og begge er næringsrike og svært humøse lokaliteter. Sofrutjern er surt og ikke grunnvannspåvirket. I den vestre delen av området ligger Sandtjern og Nordkulpen. Nordkulpen er en dødisgrop med et meget stort næringsaltinnhold og store algebiomasser. Sandtjern representerer en innsjøtype med et klart definert innløp, men ikke utløp. All avrenning her foregår via grunnen. Også dette tjernet er næringsrikt. Majorsetertjern er en relativt næringsfattig lokalitet, med sure, humøse vannmasser.

Det er nettopp de store variasjonene i innsjøtyper en finner i Gardermoområdet, som bl.a. omfatter de innsjøene eller tjernene som er vurdert her, som gjør området så unikt limnologisk sett. Derfor er det særdeles viktig at en bestreber seg på å bevare dagens tilstand for disse lokalitetene.

Forventet utvikling i området

Hvis det ikke settes igang noen aktiviteter i området utover dagens, vil en bare kunne forvente små endringer i vannlokalitetenes tilstand. Med den landbruksaktiviteten som er idag, er det sannsynlig at vannkvaliteten i Sandtjern og Sessvolltjern vil endres noe over tid.

Tiltakets forventete influensområde

Tiltakene kan, hvis de endrer vesentlig på vannkvaliteten i tjernene innen begge de aktuelle alternativene, bidra til at den store limnologiske variasjonsbredden blant grøtehullsjøene i hele Gardermoområdet blir redusert. Dette ville være svært beklagelig sett fra en vitenskapelig synsvinkel.

Viktigste konsekvenser

Slik de planlagte tiltak og aktiviteter i området er beskrevet vil konsekvensene for vannforekomstene være små. Dette er under forutsetning av at tiltak og aktiviteter i området holdes utenfor en buffersone på 100-150 m fra de berørte

tjernene og 50 m på begge sider av de viktigste bekkeløpene. Dette gjelder spesielt bekken mellom Hauersetermosan og Sandtjern. I tillegg bør det unngås aktiviteter i Hauersetermosan med nærområde. Konsekvensene, hvis ikke disse forutsetningene oppfylles, kan være økt partikkeltransport og næringstilførsel til tjernene. Ved tekniske uhell vil det også kunne skje tilførsler av andre stoffer.

Hva som forårsaker konsekvensene

Stor trafikk på veiene og i terrenget av militære kjøretøyer vil i første rekke føre til økt slitasje på veisystemene og opprivning av bunnavvegetasjonen og jordsmonnet i terrenget. Dette øker den eroderende effekten, særlig under nedbørs- og snøsmeltingsperioder, med økt partikkel- og nærings-salttilførsel som resultat. Fjerning av trær og busker i nær-områdene til tjernene og de større bekkene, vil redusere den bindingseffekten som vegetasjonen har på nærings-saltene, og dermed øke tilførslene av slike stoffer til tjernene. Kjøreuhell nær tjern og større bekker vil også kunne få uheldig innvirkning på vannkvaliteten.

Usikkerhet i vurderingene

Vurderingene er gjort ut fra den tiltaksbeskrivelse som er gitt. Denne er relativt generell og ikke detaljert for de ulike delarealene innenfor alternativene. Dette gir en usikkerhet i vurderingene og gjør det nødvendig å legge inn en relativt stor buffersoner rundt og langs de viktigste vannveiene for å sikre de mest sårbare områdene.

Rangering av konsekvensene

Fordi Bergermoenalternativet inneholder tjern og bekker av noe mindre limnologisk interesse, vil tekniske inngrep og aktiviteter i områder innenfor dette alternativet, ha mindre negative konsekvenser enn tilsvarende for Hauerseteralternativet. Dette forutsetter at en unngår større aktiviteter direkte i vannlokalitetene og deres umiddelbare nærhet.

Øvingsaktivitet og tekniske inngrep i særlig sårbare områder nær Sandtjern/Nordkulpen, bekken mellom Sandtjern og Hauersetermosan og nær Hauersetermosan, altså i buffersonen mot disse lokalitetene, vil ha større konsekvenser for lokalitetene enn aktiviteter i andre områder innenfor dette alternativet.

Avbøtende tiltak

- Legge tekniske inngrep og aktiviteter med motorkjøretøy i størst mulig grad til eksisterende veinett.
- Ha mest mulig aktivitet i vinterhalvåret, men unngå snøsmeltingperiodene.
- Restriksjoner på aktiviteter nær sårbare områder, og unngå inngrep eller aktiviteter i de skisserte buffersonene.
- Lage en beredskapsplan for å fange opp olje eller andre stoffer som kan tenkes å nå vannlokalitetene ved et eventuelt kjøreuhell.

Oppfølgende undersøkelser

En bør overvåke vannkvaliteten i de aktuelle lokaliteter med jevne mellomrom, f.eks. hvert 5. år, for å se om vannkvaliteten endrer seg vesentlig fra dagens tilstand, som en følge av aktivitetene i tiltaksområdene.

1.6 Forurensning - avrenning til grunnvann

Kort beskrivelse av områdene i dag

De alternative nærøvingsområdene ligger helt eller delvis innenfor det sentrale grunnvannsmagasinet på Gardermoen. Et område på Nordmoen (alt. Bergermoen) benyttes i dag for uttak av grunnvann til lokal vannforsyning. Ingen av alternativene har områder som er aktuelle for større uttak av grunnvann. Begge områdene vil ligge i tilsigsområdet for evt. større grunnvannsuttak sentralt i grunnvannsmagasinet dvs. i Hersjøen-området. Begge alternativene har militærleir og skytebaner beliggende innenfor eller i umiddelbar nærhet av tiltaksområdet. På Hauerseter finnes det jordbruksarealer og en større avfallsfylling innenfor øvingsområdet.

Forventet utvikling i området

På Bergermoen er Gardermobanen under utbygging gjennom øvingsområdet. Dessuten planlegges det en motorpark innenfor øvingsområdet. Utover dette eksisterer eller planlegges det ikke aktiviteter som kan ha forurensningsmessig betydning for grunnvann. På Hauerseter planlegges det ikke andre aktiviteter som kan ha konsekvenser for grunnvannet.

Tiltakets forventete influensområde

Tiltaket forventes ikke å ha konsekvenser utenfor tiltaksområdet. I øvingsområdet vil de forurensningsmessige konsekvensene være knyttet til områder med kjøretøyaktivitet.

Viktigste konsekvenser og hva som forårsaker disse

Tiltaket kan medføre forurensning av grunnvann som følge av:

- akutte utslipp av olje og drivstoff fra kjøretøyer
- søl og akutte utslipp av drivstoff i forbindelse med øvelse på etterforsyning i felt
- utlekking av tungmetaller fra kulefangervoller

Søl av drivstoff antas å utgjøre noen liter (4-5 l) i forbindelse med øvelse på omfylling til kanner for etterforsyning i felt. Det foreligger ingen konkrete registreringer av sølets omfang. Utlekking av tungmetaller fra kulefangervollen vurderes å ha liten effekt på grunnvannet.

Usikkerhet i vurderingene

Vurderingene er gjort ut fra den tiltaksbeskrivelse som er gitt. Denne er relativt generell og ikke detaljert for de ulike delarealene innenfor alternativene. Dette gir en viss usikkerhet i vurderingene. Søl av drivstoff er antatt å være et viktig moment, men det foreligger ingen konkrete registreringer av sølets omfang i forbindelse med omfylling til kanner for etterforsyning i felt. Vurderingene her baserer seg derfor på en antagelse.

Rangering av konsekvensene

Generelt sett anses tiltaket å ha små negative konsekvenser for grunnvann mht. utslipp av oljeprodukter. En ser da bort fra ekstreme situasjoner med store utslipp ved uhell der konsekvensene kan bli store. I de mest sårbare områdene kan man få uheldig lokal forurensning, men omfanget kan begrenses ved gjennomføring av relevante tiltak. Etablering av øvingsområde på Bergermoen vurderes ikke å ha nega-

tive konsekvenser for eksisterende grunnvannsbrønn på Nordmoen.

En samlet vurdering tilsier ikke at det er forhold av betydning som gir grunnlag for å skille områdene fra hverandre mht. forurensning av grunnvann.

Avbøtende tiltak

Aktuelle tiltak for å begrense risikoen for forurensning av olje og drivstoff er å unngå øvelse med drivstoff i særlig sårbare områder, bedre rutinene og de tekniske installasjoner, bruke utstyr for oppsamling av drivstoffsøl og etablere beredskap for opprensning og sanering av akutte utslipp. Med særlig sårbare områder forstås områder med grove løsmasser, liten avstand til grunnvannet, liten eller ingen jordoverdekning over fjell, åpne vannflater eller myrområder.

Oppfølgende undersøkelser

Det bør gjennomføres oppfølgende undersøkelser når øvingsfeltet tas i bruk for å etterprøve at de tiltak som er foreskrevet gjennomføres og at tiltakene har den forventede effekt.

1.7 Naturfaglig landskapsanalyse

Kort beskrivelse og verddivurdering

Landskap er et begrep som er svært følsomt for på hvilket skalanivå det beskrives. Skalanivået forteller ikke noe om hvilken verdi de ulike landskapselementene har, men om hvilke som kan sammenlignes rent landskapsmessig. Landskapselementene er i stor grad områder definert av bestemte landformer knyttet til berggrunnsgeologien og kvartærgeologien. I tillegg er enkelte overordnede vegetasjonstyper, særlig skog, behandlet som et eget landskapselement uavhengig av terrengformen.

På bakgrunn av de enkelte fagtemaene og den felles landskapsanalysen er det skilt ut noen landskapstyper på et relativt detaljert nivå. Rene forurensningsbetraktninger er ikke inkludert i denne analysen. Disse landskapstypene viser viktige egenskaper som i hovedsak reflekterer variasjonen i de geologiske forhold, men denne samvarierer i stor grad med variasjonene både i vegetasjon og dyreliv. Noen naturfenomener som er viktige i regionen, vil ha en geografisk skala som går ut over dette, slik at inndelingen ikke er særlig relevant for disse. Elgtrekk gjennom områdene vil f.eks. i stor grad være et slikt fenomen. Derfor er det vanskelig å inkludere helheten i elgvurderingene i landskapsanalysen slik den er utført her. Endel terrengvariasjoner og landskapsfunksjoner som barrierer og sluser gjennom barrierer vil imidlertid være viktig i denne sammenheng. Følgende landskapstyper er beskrevet: Åslandskap, dødisgroplandskap med vann og myr, dødislandskap uten vann og myr, flyvesandlandskap, sandslettelandskap, leir og siltlandskap og myrlandskap.

Den største forskjellen mellom Bergermoenområdet og Hauer seterområdet er at Bergermoenområdet har større og mer sammenhengende arealer med flyvesandlandskap som i tillegg grenser mot svært sentrale områder av samme landskapstype umiddelbart utenfor området. Denne landskapstypen er betydelig mindre i areal og mer fragmentert i Hauer seterområdet. Videre har Bergermoenområdet et leir og siltlandskap i nord som ikke finnes i Hauer seterområdet. Hauer seterområdet har derimot et relativt stort område med

dødisgroplandskap uten vann og myr, noe som bare finnes som enkeltforekomster i Bergermoenområdet.

De største landskapsverdiene er knyttet til dødisgroplandskap med vann og myr, og på et noe lavere nivå, flyvesandlandskapet og dødisgroplandskapet uten vann og myr. Når det gjelder landskapsfunksjoner, er beite og trekkveier for elg viktigst. Bergermoen har klart størst verdi som vinterbeiteområde, mens Hauer seterområdet er sentralt i en vurdering av E6 som barriere mot viktige beiteressurser i øst.

Forventet utvikling i området

Det forventes små endringer i området hvis ikke arealbruken endres. Det tas forbehold om etablering av motorpark innen Bergermoenalternativet (se diskusjon om dette i innledningen).

Tiltakets forventede influensområde

Det er ikke forventet virkninger ut over de oppgitte grenser for tiltaket, bortsett fra effekter for elgstammen (se egen rapport).

Viktigste konsekvenser

Det er ventet små konsekvenser av tiltaket uavhengig av hvilket alternativ som velges. Dette forutsetter at tekniske inngrep holdes utenfor områder av særlig høy verdi. Videre forutsettes at treningsintensiteten utenfor områder med tekniske inngrep ikke blir så omfattende i sårbare områder at stor terrengslitasje oppstår. Tiltaket vil ha store konsekvenser for elgstammen. Om avbøtende tiltak iverksettes vil disse konsekvensene bli betraktelig redusert, tildels eliminert.

Hva som forårsaker konsekvensene

Tekniske inngrep i viktige avsetningstyper eller former vil føre til direkte skade, konsekvensen vil være avhengig av hvor de tekniske inngrep utføres. Slitasje i form av ferdsel til fots, leirslagning og bruk av kjøretøyer vil særlig i de mest sårbare områdene føre til terrengslitasje i ulik grad som kan gi tildels store konsekvenser, særlig i dødislandskapet med vann og myr og flyvesandlandskapet. For dyrelivet er det særlig ferdsel til fots som forårsaker konsekvenser i tillegg til at barrierevirkninger av vei og jernbane kan bli forsterket.

Usikkerheten i vurderingene

Det er tatt utgangspunkt i at motorisert ferdsel ikke skal foregå utenfor anlagte og planlagte veier samt at det ikke skal graves stillinger i flyvesanddyner og andre markerte formelementer på sletta. Tiltaksbeskrivelsen er ikke tilstrekkelig spesifisert og kartfestet til at konsekvensen kan uttrykkes konkret med høy grad av sikkerhet for ethvert spesifisert område. Konsekvensen er derfor uttrykt generelt under forutsetning av at tekniske inngrep og øvingsaktiviteten kan tilpasses områder av særlig verdi eller spesiell sårbarhet og at øvrige spesifiserte avbøtende tiltak gjennomføres.

Rangering av konsekvenser

Det er ventet små konsekvenser av tiltaket uavhengig av hvilket alternativ som velges. Forutsetningen for denne vurderingen er som spesifisert ovenfor.

- Om tiltaket fører til tekniske inngrep i særlig verdifulle og sårbare områder, vil de negative konsekvensene kunne bli moderate til store avhengig av omfang.

- Om øvingsvirksomheten fører til synlig slitasje i særlig sårbare og verdifulle landskapstyper, vil konsekvensene også kunne bli store.

- Om avbøtende tiltak for elgstammen ikke realiseres, vil de negative konsekvensene bli store.

Avbøtende tiltak

- Forsiktighet med tekniske inngrep i landskapstyper med stor verdi og sårbarhet.

- Forsiktighet med øvelsesintensiteten i landskapstyper med stor verdi og sårbarhet.

Oppfølgende undersøkelser

Registreringer med visse mellomrom (f.eks. 5 år) for å sikre at verdifulle og sårbare landskapstyper ikke brukes for hardt slik at alvorlige slitasjeskader får tid til å utvikle seg.

2 Innledning

2.1 Områdebeskrivelse

Undersøkellesområdet ligger i Nannestad, Ullensaker og Eidsvoll kommuner, Akershus fylke, rundt 200 m o.h., og er dekket av kartbladene Ullensaker, Nannestad, Eidsvoll og Hurdal, 1915 I-IV (N50-serien). Den nye Gardermoen flyplass vil ligge sør og vest for de aktuelle øvingsområdene (**figur 2.1**). Naturgeografisk ligger undersøkellesområdene i boreonemoral sone, i grenseområdet mellom region 20: Østlandets sentrale barskog- og jordbruksområde og region 21: Sydøstre Norges og sydvestre Sveriges kuperte bar- og løvskogslandskap. Gardermoområdet har kontinentalt klima med relativt kalde vintre og varme somre. Regionalt ligger begge de alternative øvingsområdene i kanten av Romerikssletta inn mot henholdsvis Hurdalen og åsområdene i øst. De representerer rester av et tidligere sammenhengende naturlandskap som nå er svært oppdelt og påvirket av menneskelige inngrep og aktivitet.

Berggrunnen består hovedsakelig av ulike former for prekambriske gneiser (grunnfjellsbergarter). Berggrunnen er over store områder dekket av betydelige kvartære avsetninger knyttet til isens tilbaketrekning mot slutten av siste istid. Store isfjell brakk av langs brefronten. En del av disse strandet og ble dekket av sand og grus, og da isen smeltet ble det dannet større eller mindre grop. Et stort antall slike dødisgrop ble dannet langs iskontaktskråningen, og i dag framstår disse enten som myrer, tjern eller vann.

Vegetasjonen på Gardermosletta er hovedsakelig fattig. Selve Gardermosletta domineres av ulike typer blåbærgranskog og bærlyng-barblandingsskog. Flyvesandavsetningene har en interessant barskogsutforming. Marksjiktet er i deler av området tildels meget sterkt påvirket av militær aktivitet. Skogbildet er sterkt påvirket av moderne skogsdrift. Nede i selve dødisgropen er vegetasjonen ofte dominert av myr. Myrenes utforming og artsinventar er i stor grad bestemt av hydrotopografiske forhold med nedbørsmyrer i de ikke grunnvannspåvirkede gropene, mens mer næringsrike myrer dominerer der grunnvannsspeilet står høyt.

Grytehullsjøene på Romerikssletta er først og fremst karakterisert ved et stort antall og meget stor variasjon. De varierer i størrelse fra 0,1 ha (Majorsetertjern) til 64 ha (Hersjøen) mens dybden varierer fra 1,5 m (Fugletjern) til 23,5 m (Nordbytjern). Deres fysiske-kjemiske karakteristikk er bestemt av hvorvidt de kommuniserer med grunnvannet eller ikke og om de har tilløp og avløp. De inndeles ofte etter hydrologisk type med dette som utgangspunkt.

2.2 «0-alternativet»

Konsekvensene i forbindelse med tiltaket skal vurderes i forhold til et såkalt 0-alternativ. Dette er definert som en beskrivelse av forventet utvikling i området dersom tiltaket ikke realiseres. Eventuelle konsekvenser av annen aktivitet i området (f.eks. vesentlig endring i skogsdrift, nydyrking, økt ferdsel i forbindelse med friluftsliv etc.) skal vurderes. Vurderingen av 0-alternativet skal sammenholdes med tiltakets konsekvenser.

Dette skaper endel problemer fordi de angitte utviklings- trekk ikke er spesifiserte. Vi har derfor valgt å vurdere tiltaket ut fra en status quo tilstand. Generelt kan man imidlertid

bemærke at området uten etablering av tiltaket vil bli noe mer preget av bestandsskogbruk, oppdyrking vil være noe mer sannsynlig og friluftaktivitet vil neppe bli mindre. Alle disse elementene vil trekke i retning av at konsekvensene i forhold til et 0-alternativ som beskrevet over, vil bli noe mindre enn det som vurderes i forhold til status quo.

Et kanskje viktigere punkt er planer for andre tiltak i området. Det foreligger planer for etablering av en motorpark i Bergermoenområdet. Dette er et større naturinngrep som vi ikke har vurdert konsekvensene av her, og derfor heller ikke har inkludert i 0-alternativet. Dette inngrepet er opplagt av stor betydning ved sammenligning av konsekvensene av Bergermoenalternativet i forhold til en tenkt fremtidig situasjon, og det kan også påvirke en avveining av ulikheter i konsekvens mellom alternativene.

Motorparken vil kunne få konsekvenser for landskapsbildet, vegetasjon og limnologi knyttet til Sessvolltjern, elg og øvrig dyreliv, samt forurensning til overflatekilder (Sessvolltjern) og i særlig grad grunnvann. For det området som direkte berøres av motorparken, fremstår motorparken som et mer omfattende tiltak enn etablering av det aktuelle militære øvelsesområdet. For Bergermoenområdet som helhet er det vanskelig å uttale seg om dette forholdet med stor grad av sikkerhet. Det er usikkert i hvilken grad motorparken vil påvirke konkrete naturforhold rundt, og det er vanskelig uten en egen utredning å foreta en sammenlignende landskapsvurdering av dette forhold. Dette representerer en usikkerhet i vurderingen hvis motorparken skal inkluderes i «0-alternativet». Usikkerheten går i retning av at konklusjonene i denne rapporten (konsekvensen av tiltaket for Bergermoenalternativet i forhold til en «status quo» situasjon, dvs uten motorpark) bygger på at de negative konsekvensene vil være noe overvurdert.

2.3 Tiltaksbeskrivelse

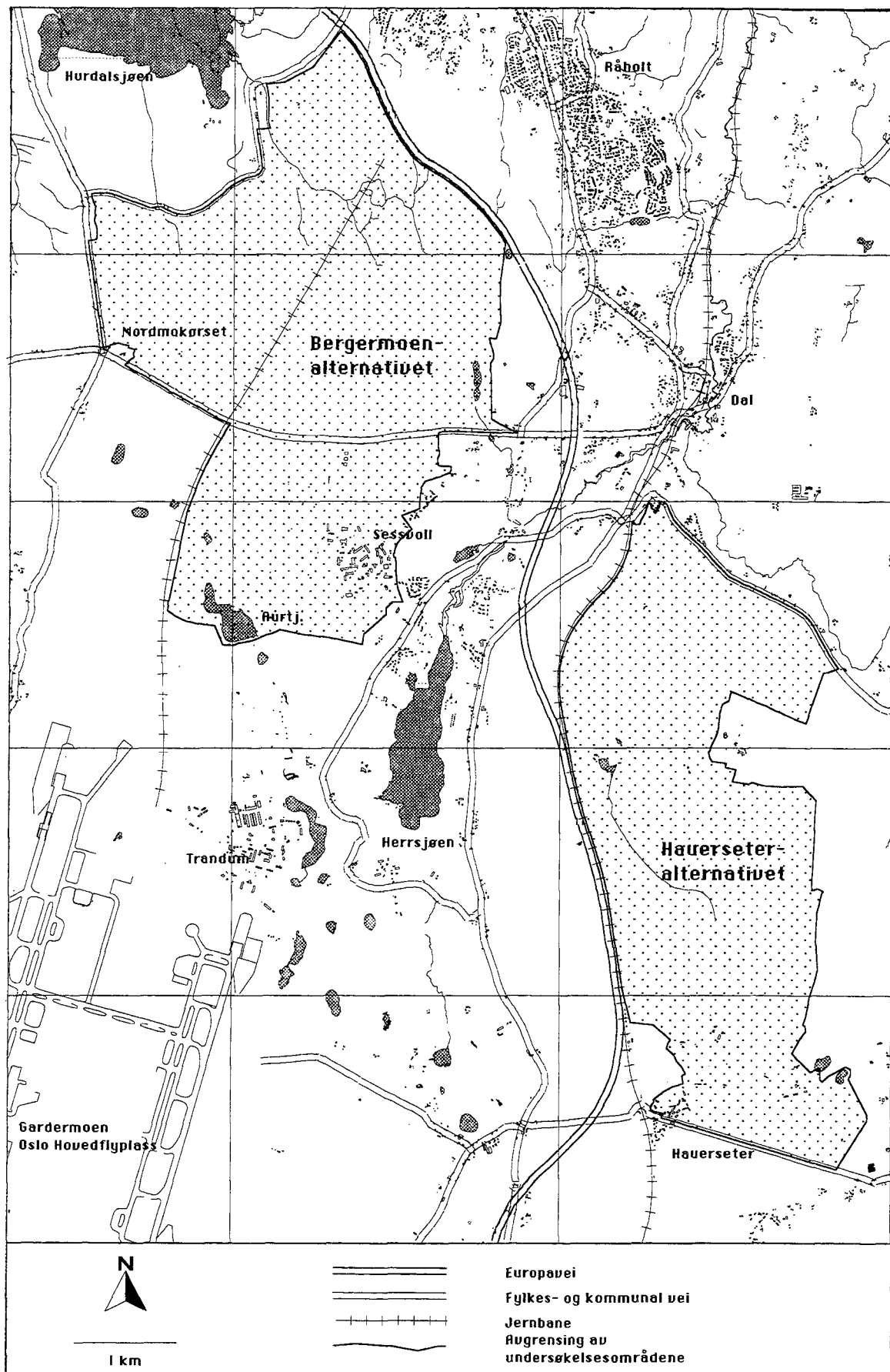
Tiltaket består i etablering av et nærøvingsområde for Forsvaret i størrelsesorden ca 6 km². Det skal velges alternativ innenfor ett av to geografisk avgrensede områder. De to områdene betegnes Bergermoenalternativet og Hauersealternativet. Når det gjelder Bergermoenalternativet ligger områdene sør for RV 176 (**figur 2.1**) utenfor tiltaksområdet. Av ulike grunner er disse arealene inkludert i denne undersøkelsen. Fordi området sør for RV 176 består av områder med mye eksisterende inngrep samt områder som er foreslått vernet etter naturvernloven der inngrep uansett ikke er aktuelt, påvirker denne uoverenstemmelse ikke de konklusjoner som er trukket i rapporten.

Nærøvingsområdet etableres for helårig og varig bruk. Det er behov for gjennomføring av øvelser som varer hele døgn og med opptil en ukes varighet.

Det er to hovedbrukere av nærøvingsområdet. Den ene er Trenregimentet, som er lokalisert i Sessvollmoen leir. Den andre er Akershus regiment, som har standplass i Onsrud leir. Begge hovedbrukere vil nytte Hauerse leir i forbindelse med øvinger i nærøvingsområdet. I tillegg til hovedbrukerne vil flere sekundærbrukere nytte nærøvingsområdet og tilhørende skytebaner. Lokaliseringsvalget vil kunne innebære kjøring på det offentlige, lokale veisystemet mellom standplass og nærøvingsområdet for begge hovedbrukerne. Det samme forholdet gjelder skytebaneanlegget. Kjøringen vil skje på korteste eksisterende veistrekning.

Virksomheten i nærøvingsområdet vil bestå i motorisert forflytning med lastevogner, feltvogner og motorsykler samt leirslagning og etablering av bivuakk med overmatting under feltmessige forhold. I tilknytning til bivuakkområdene vil det være behov for etablering av forsvarsstillinger. Et vesentlig moment i øvingsvirksomheten er utgruppering av kompanier, oppdelt i tropper og lag. Utgrupperingen stiller krav til avstand mellom troppene og til skjul og dekning av kjøretøyer og mannskaper. Behovene for kjøring og utgruppering forutsetter etablering av et sammenhengende veisystem. Dette innebærer opprusting av eksisterende veier og komplettering med nye veitraséer.

I tillegg til kjøretrafikken vil det også foregå øvingsvirksomhet til fots i mindre grupper. Deler av denne enkeltmannsutdanningen vil eventuelt kunne legges i sekundære områder der det ikke blir foretatt inngrep i form av veibygging eller annen infrastruktur. I øvingsvirksomheten inngår bruk av håndvåpen og mitraljøser. Det vil bli nyttet løsammunisjon og andre ildmarkeringsmidler, men det blir ikke nyttet skarp ammunisjon.



Figur 2.1
Oversiktskart som viser lokaliseringsalternativer for de to alternative tiltaksområdene.

3 Geologi

Lars Erikstad (NINA) & Johan Naterstad (Mineralogisk geologisk museum, Universitetet i Oslo)

3.1 Innledning og metode

Rapporten baserer seg i hovedsak på eksisterende materiale referert i litteraturlisten. Ikke minst eksisterende kvartærgeologiske kart i varierende målestokker har vært viktige. I tillegg har flyfoto i målestokkene 1:15000 og 1:5000 vært brukt for å komplettere bildet sammen med feltbefaringer, både når det gjelder berggrunnsgeologi og kvartærgeologi.

Områdenes verdi er vurdert ut fra standard kriterier (Erikstad 1993, 1994) og sett i nøye sammenheng med Gardermosletta for øvrig og de forslag til naturvernområder som er foreslått der som avbøtende tiltak til flyplassutbyggingen (Erikstad & Halvorsen 1992), samt foreliggende aktuelle konsekvensutredninger (Thomassen 1992, Geofuturum 1994). Områder som er vurdert å ha spesiell naturverdi, er inndelt i nasjonal, regional og lokal verdi. Områdenes sårbarhet for slitasje er videre vurdert som grunnlag for konklusjoner i den sammenlignende landskapsanalysen (kapittel 8). Områder med høy sårbarhet er i prinsippet uavhengig av områdenes verdi, men et visst sammenfall må forventes, koblet særlig til viktige flyvesanddyner.

Konsekvensene av tiltaket vil være en funksjon av områdenes verdi, sårbarhet samt tiltakets art og detaljerte lokalisering. Dette er så langt mulig søkt vurdert både generelt og spesielt i forhold til avgrensede delområder.

3.2 Geofaglig beskrivelse av området

3.2.1 Generelt

Berggrunnsgeologi

Det er meget sparsomt med tidligere publiserte geologiske detaljopplysninger fra området. Hovedtrekk og regional plassering går fram av NGU (1973) og Sigmond et al. (1984).

Berggrunnen i begge de foreslåtte områdene ligger innenfor en region som i geologisk sammenheng kalles den Sydvestskandinaviske grunnfjellsprovinsen. Grunnfjellsbergartene i denne regionen har fått sitt preg ved nydanning og gjentatte omvandlinger i tiden fra 1800 og fram til for 900 millioner år siden.

Innenfor denne provinsen er de to feltene plassert i et nordvest - sørøst strykende belte som mot nordøst og sørvest avgrenses av to store bevegelsessoner (**figur 3.1**). I geologisk sammenheng har denne tektoniske enheten på norsk side vært kalt "Romerike grå gneiser", og den fortsetter mellom de samme store bevegelsessonene videre sydøstover i Sverige. Mot nordvest brytes eller overleires denne tektoniske enheten av yngre bergarter som tilhører det såkalte Oslofeltet. Bergartsgeologien er temmelig ensartet i hele denne enheten.

De to områdene som har vært undersøkt i forbindelse med prosjektet, ligger begge sentralt i denne tektoniske enheten, godt borte fra de to avgrensede forkastningssonene.

Vanligste bergarter i den geologiske hovedenheten og i de to undersøkte områdene er gneiser. De aller fleste av disse er såkalte ortogneiser. Det vil si at de er blitt til ved omdanning av kvartsførende dyppbergarter som granitt, granodioritt og kvartsdioritt (tonalitt). Mellom ortogneisene finnes det også partier/soner av amfibolitt som er blitt til ved gneisomvandling av basiske (kvartsfattige/kvartsfrie) dyppbergarter som gabbro og diabas.

Det kan nevnes at det lengre sørøst i denne tektoniske enheten er funnet en rekke forekomster av omdannede ultrabasiske bergarter, nå som klebersteinsforekomster. Enkelte av disse er nå vernet forekomster. I de to befarte områdene er ikke slike forekomster kjent.

Gneiser dannet ved omvandling av sedimentære og vulkanske bergarter synes å være underordnet i dette beltet. Siden både dannelsen av originalbergartene som intrusive dyppbergarter og gneisomvandlingen av dem har skjedd i pulser over lang tid, så vil graden av gneisomvandling lokalt kunne variere ganske mye. I en stor del av gneisene har omvandlingen vært sterk nok til at de nå må kalles migmatittgneiser. Det vil si at det i gneisene er vanlig å se tallrike årer og slirer av utsmeltet granittmateriale som ligger parallelt med gneisstrukturen og er deformert sammen med denne. Andre steder vil en kunne se at lyse og mørke varianter i bergartsassosiasjonen er dratt sterkt ut og valset sammen til det vi nå vil kalle båndgneiser. Grovkornet granittmateriale, pegmatitt, finnes også i klart skjærende ganger. Men selv de forholdsvis sene pegmatittgangene er ofte deformerte.

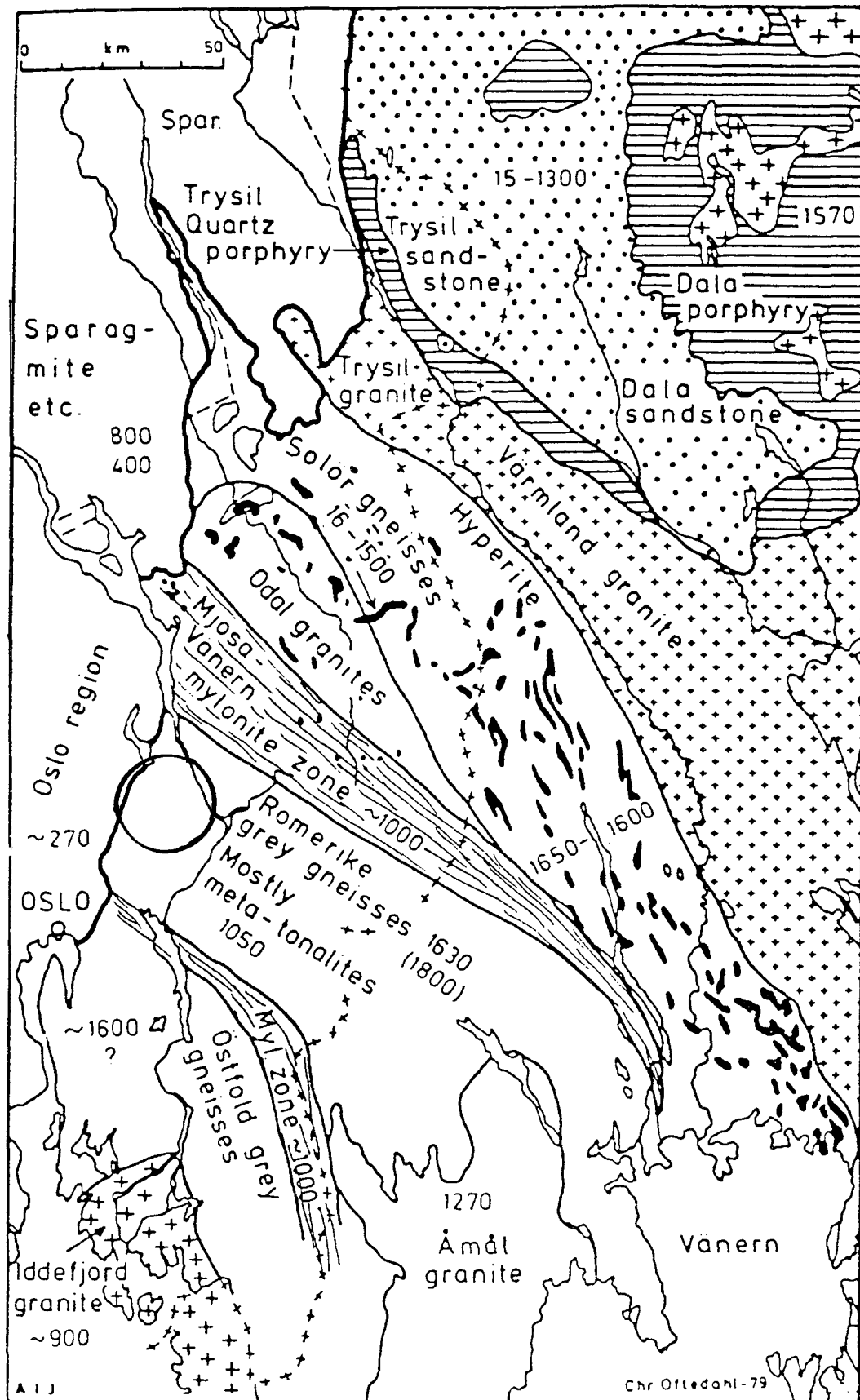
I begge de befarte områdene er det gneiser med granodiorittisk/kvartsdiorittisk sammensetning som dominerer. Ofte er de hornblendeførende. På grunn av tydelig folding veksler gneisfoliasjonens (benkningens) strøk noe omkring en dominerende nord til nord-nordøst retning. Fallet er også noe vekslende, men gjennomgående mot øst.

De to områdenes nærhet til Oslofeltet gjør at det forekommer yngre, uomvandlete ganger som skjærer gneisene. Slike er under befaringen påvist i det nordligste av områdene. Gangene er trolig av permisk alder, og tilsvarende ganger er ganske vanlige de fleste steder i Oslofeltets omgivelser.

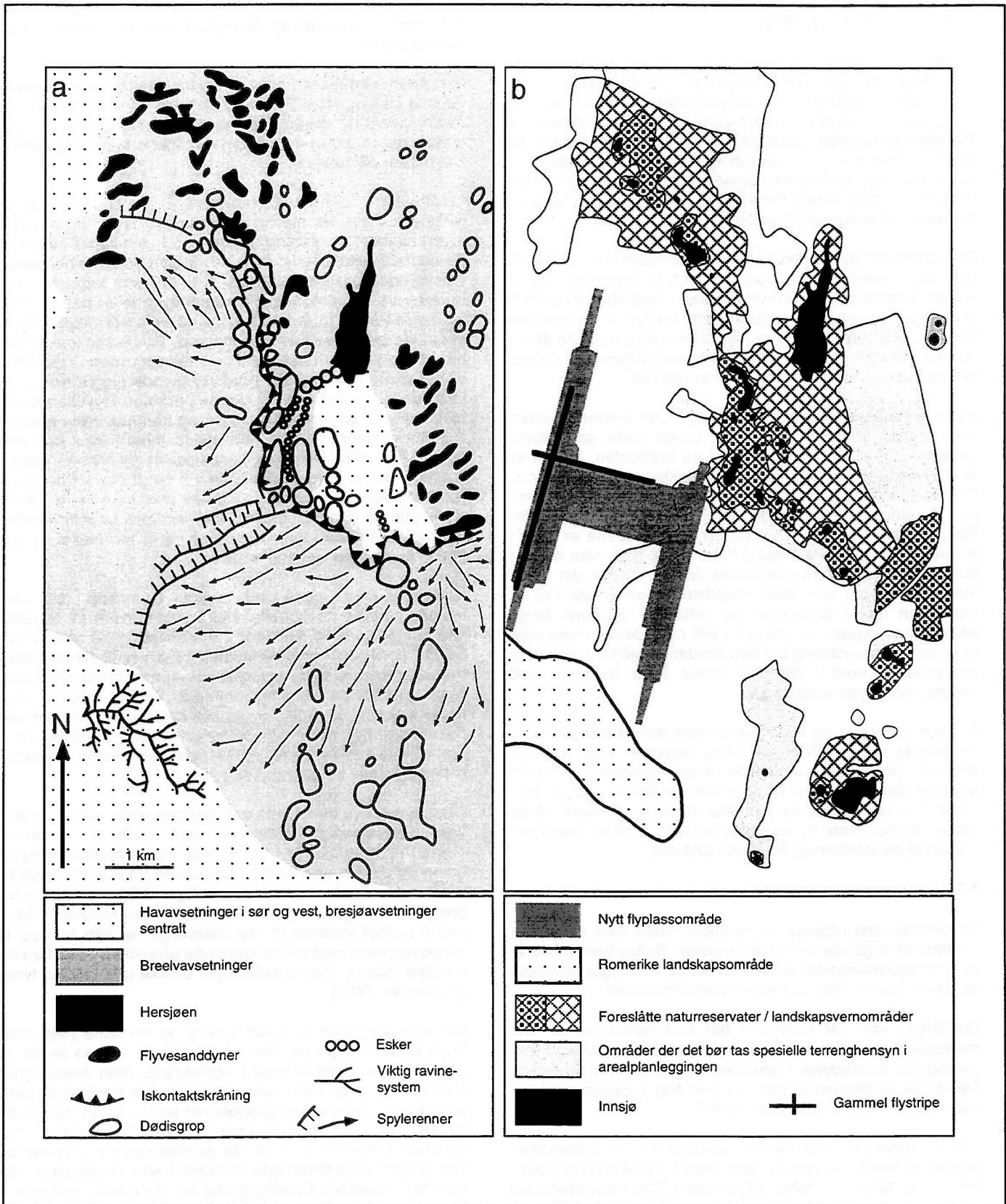
Som konklusjon på informasjon samlet under befaringen og tilgjengelig publisert materiale, må det kunne sies at berggrunnen i de to områdene er ganske ordinær og karakteristisk for det en kan se i vidstrakte deler av norske og skandinaviske grunnfjellsområder. Det er ikke påvist petrografiske eller strukturelle trekk med så spesielle verdier at vern bør vurderes.

Kvartærgeologi

De kvartære avsetningene rundt Gardermoen er knyttet til innlandsisens tilbaketrekning mot slutten av siste istid. Gardermosletta er overflaten på Norges største breranddelta avsatt i havet for ca 9500 år siden. Brefronten sto stille tilstrekkelig lenge til at deltaet ble bygget opp til havnivå, og videre slik at det ble lagt opp en stor sanduravsetning med et tett mønster av dreneringsspor oppe på deltaflaten (**figur 3.2**). Avsetningen er blant annet beskrevet av Holtedahl (1924, 1953) og Longva (1987).



Figur 3.1
 Berggrunnsgeologien i det sydnorske grunnfjellsområde og tilstøtende områder i Sverige.
 Gardermoorområdet er markert med en sirkel.



Store deler av området er dessuten kartlagt kvartærgeologisk i stor detalj (Follestad & Østmo 1977, Østmo 1976, Østmo & Olsen 1978, 1979).

Hauersestertrinnet består egentlig av flere deltautbygginger i forskjellige retninger langs brefronten. Det er vanlig å bruke begrepene Li-deltaet og Trandumdeltaet. Sanduren når øst for Li opp i en høyde av nær 220 m o.h. Mellom Vilberg og Trandum er høyden drøye 212 m o.h., det vil si nesten 10 meter høyere enn havnivået stod da avsetningen ble dannet. Delta- og sanduravsetningene ble bygget opp i direkte kontakt mot brefronten. Grensen er klart avgrenset som en brattkant i terrenget og kalles iskontaktskrånningen.

Områdene sør for deltaet er fylt opp av marin leire som er til dels sterkt erodert, noe som har ført til dannelsen av et meget karakteristisk ravinelandskap. Innenfor iskontaktskrånningen er det en forsenkning som ble fylt av en bredemt sjø da breen startet sin videre tilbaketrekning. I denne sjøen ble det avsatt finkornete bresjøsedimenter som kan kobles til neste stans i isens tilbaketrekning ved Dal.

Både før deltaet var ferdig avsatt og i den bredemte sjøen som oppsto innenfor deltaet da breen trakk seg videre nordover, brakk det av store isfjell fra brefronten. En del av de største isfjellene strandet og ble dekket av sand og grus. Ettersom de begravde isfjellene smeltet, ble det store gropene i terrenget der de hadde ligget. Slike gropene kalles dødisgroper eller grytehull. En del av dødisgroperne er tørre i bunnen, men det er vanligst å finne vann, tjern eller myrer i bunnen av dem. Ut fra iskontaktskrånningen finnes det serier med dødisgroper som viser hovedstrømmen av vann ut fra brefronten under dannelsen av deltaet. I en sone langs iskontaktskrånningen er det tett i tett med dødisgroper som er et resultat av kalving ut i den bredemte sjøen. I de finere sedimentene nord i området finnes også områder med mindre, men dype dødisgroper.

Kraftige fallvinder fra breen førte etter isavsmeltingen til at finkornede sandpartikler ble blåst sammen i store flyvesandfelt. Disse flyvesandfeltene finnes fortrinnsvis nord for iskontaktskrånningen der sedimentene er finere enn på sanduren. Vinden må ha vært ganske stabil over lengre tid for det er dannet store flyvesanddyner som er klart orientert i forhold til en vindretning fra nord-nordvest.

3.2.2 Hauersesteralternativet

Områdene i øst utgøres av Hovifjellet med bare et tynt og usammenhengende dekke av morene. Berggrunnen består av grunnfjellsbergarter beskrevet felles for begge områdene. Det er svært liten variasjon innen områdene.

Områdene vest for Hovifjellet har sammenhengende løsmassedekke. **Figur 3.3** viser en oversikt over de kvartærgeologiske forholdene i området. Dataene er i hovedsak hentet fra eksisterende kart (se ovenfor) supplert med enkelte observasjoner fra flyfoto og felt.

Det sørligste området tilhører sandurflaten til Hauersestertrinnet og består av ganske grov grus og tildels stein i overflaten. Det finnes en rekke spylereenner som viser drenering fra vest mot øst parallelt med isfronten. Dette viser at vannstrømmen ikke kom frem jevnt under breen, men ble konsentrert i enkelte breelutløp. Denne delen av sanduren tilhører Li-deltaet som har sitt rot punkt ved Li noe lenger vest, og spylereenner kan følges hele veien fra Li til Hauersester bare brutt av tekniske inngrep som motorvei og jernbane. Hauersester leir samt skytebanearealene dekker

mesteparten av sanduren som faller innenfor området. To mindre dødisgroper helt i kanten av området er fylt med små tjern (Sofrutjern og Grovtjern) med noe myrdannelse knyttet til dem.

Sanduren avgrenses i nord av en iskontaktskrånning som er ganske slak og adskillig lavere enn den som finnes nærmere rot punktet på deltaet. Iskontaktskrånningen er delvis oppdyrket, delvis går den gjennom områdene til trelastbruket til Ullensaker allmenning.

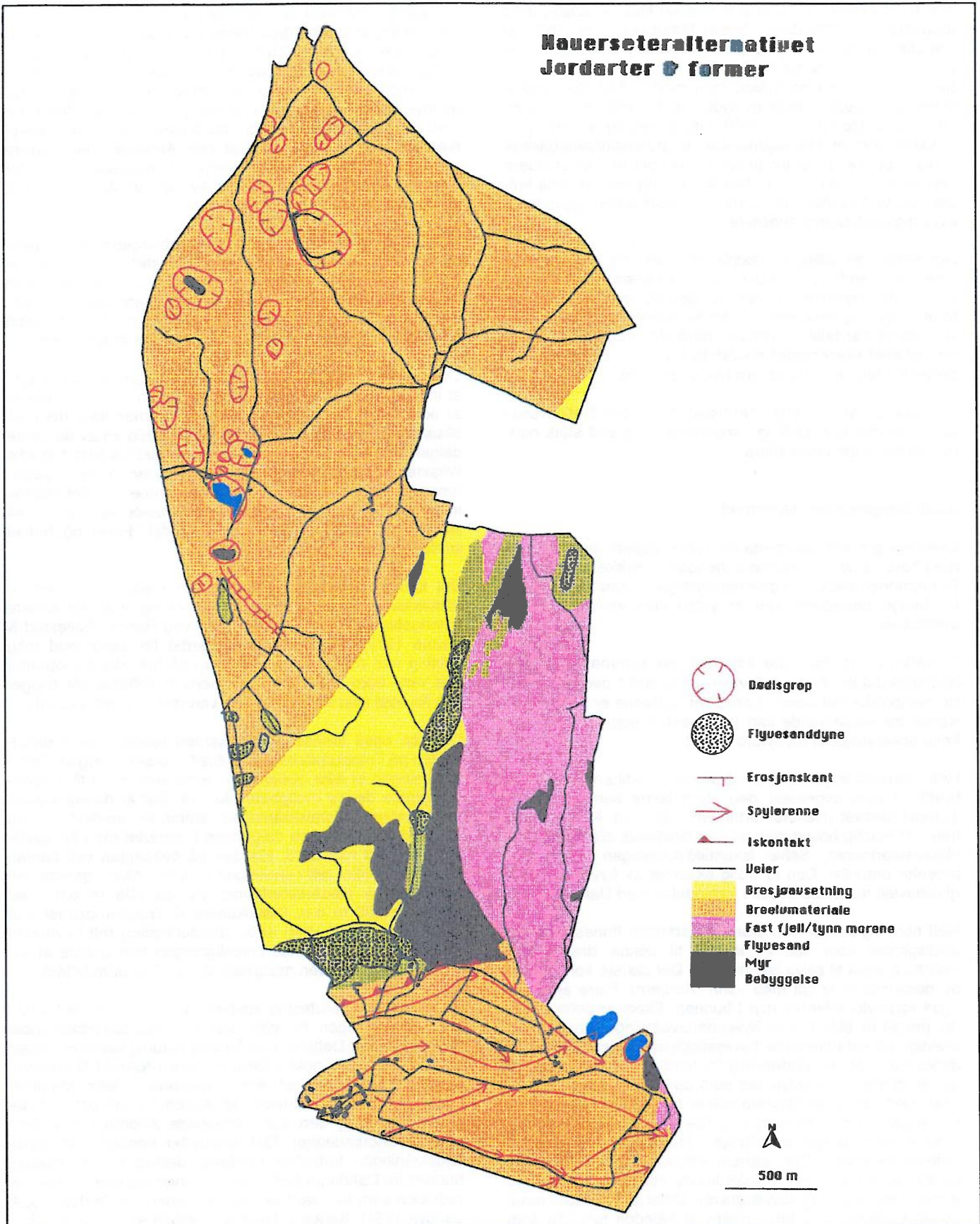
Umiddelbart nord for iskontaktskrånningen ligger Hauersestermosan i øst, en mektig myravsetning som imidlertid er svært påvirket av grøfting og torvtekt. I vest ligger et mektig flyvesanddynekompleks som kan følges sammenhengende i tilsvarende posisjon helt vest til Li-deltaets rot punkt, bare brutt av vei og jernbane. Flyvesanddynene er på sitt mest markerte (drøyt 15 m høye) her i de østligste delene og er svært lite berørt av tekniske inngrep. Flyvesandkomplekset har i hovedtrekk en øst-vestlig utstrekning, men i mer detalj er det vanlig med kraftige nord-sørgående rygger forbundet i fronten slik at det dannes skarpe parabler. Flyvesanden er blåst inn mot iskontaktskrånningen og kan nok være med på å skjærme denne slik at den synes mindre klar enn den ellers ville vært. Dynenes kompleksitet gjenfinnes også i dybden. Det er flere steder tydelig å se at den totale dynehøyden bygges opp av lag av dyner over hverandre. Økende høyde på dynekomplekset kan indikere økende vindfelt inn mot Hovifjellet, men kan også være forårsaket av økt tilfang av finsand i vindretningen.

Flyvesand finnes også andre steder i området, dels som enkelte spredte forekomster helt i vestgrensen av området noe lenger nord og dels langs Hovifjellet og på selve Hovifjellets nord- og nordvestskrånning. De vestligste av disse flyvesanddynene er de østligste i et større flyvesandfelt som ligger umiddelbart utenfor området. De av dynene som ligger innenfor området, er ganske små og uten veldig klar orientering. Flyvesanddynene langs og på Hovifjellet derimot er tildels svært klare og mektige med orientering parallelt med fjellets lengderetning.

Områdene nord for iskontaktskrånningen utgjør ellers en stor flate med sandig overflatesediment. Dette er materiale avsatt i en bredemt sjø i forbindelse med tilbaketrekning av breen og en viss stillstand av brefronten på Dal (dal-trinnet). Kvartærgeologiske kart viser som **figur 3.3** en overgang fra bresjøavsetning i sørøst til breelvmateriale i nordvest. Dette skulle i såfall indikere at vannbassenget er blitt fylt opp til vannoverflaten med en begynnende utvikling av sandur i de nordlige delene. Denne skillelinjen er ikke umiddelbart tydelig (Longva 1987).

Det som imidlertid er svært tydelig, er en serie med markerte dødisgroper i de aller nordvestligste delene av området. Flere av disse er små i utstrekning, men svært dype. Den største er gjenfylt i forbindelse med et kommunalt søppelanlegg. De fleste av gropene er tørre i bunn. En av de dypeste har imidlertid fuktig myr i bunnen (Delsmyra). Videre finnes Sandtjern i en av de ganske grunne gropene og Nordkulpen med tilhørende småtjern i små dødisgroper rett nord for Sandtjern. Dødisgroperne ser til en viss grad ut til å høre sammen i kjeder koblet til stedvis ganske markerte spylereenner som går fra nordøst mot sørvest. Mønsteret fortsetter utenfor området.

Inn mot Sandtjern renner en liten bekk fra sørøst som har gravd ut en liten flatbunnet dal ca 1 meter dyp. Bekken er i kontakt med grøfter knyttet til myrområdene i sørøst og



Figur 3.3
Kvartærgeologien i Hauerseteralternativet.
(Modifisert etter Østmo (1976) og Longva (1987).)

fører på grunn av grøftingen trolig mer vann etter nedbør nå enn før. Bekken har stedvis formet en liten elveslette med meandre i den lille dalen. Under feltarbeid i juni 1996 var Sandtjern et av de få tjern som hadde høy vannstand. Det er også et av de få tjern i Gardermoområdet som er av en hydrologisk type uten avløp, men med innløp (Erikstad & Halvorsen 1992). Sandtjern ligger ca 20 meter over grunnvannstand (Geofuturum 1993). Det er tydelig at Sandtjern fungerer som et infiltrasjonspunkt til grunnvannsmagasinet av vann som kommer inn til tjernet via bekken. Det er videre verd å merke seg at også Nordkulpen og enkelte små kulper rett ved holder vann selv om disse også ligger langt over regionalt grunnvannsnivå.

Nordkulpen er tidligere klassifisert til samme hydrologiske type som Sandtjern. Det ble i juni i år konstatert et lite innløp fra dødisgropen rett vest for tjernet, men innløpet var tomt. Vegetasjonen viste at denne gropen ved tidvis høy vannstand har felles vannspeil med Nordkulpen. Situasjonen er klart demonstrert på flyfoto fra 1991. Ellers er nedbørfeltet i forhold til Sandtjern helt ubetydelig.

Vannstandsvariasjonene i Nordkulpen er trolig årstidsvariasjoner knyttet til oppfylling i snøsmelting og ved sterk nedbør og sakte senkning ellers.

3.2.3 Bergermoenalternativet

Også her grenser sandsletta inn mot et åsparti med bart fjell med bare et tynt og usammenhengende dekke av morene. Berggrunnen består av grunnfjellsbergarter beskrevet felles for begge områdene. Det er svært liten variasjon innen områdene.

Områdene vest for dette åspartiet har sammenhengende løsmassedekke. **Figur 3.4** viser en oversikt over de kvartærgeologiske forholdene i området. Dataene er i hovedsak hentet fra eksisterende kart (se ovenfor) supplert med enkelte observasjoner fra flyfoto og felt.

Helt i sørvest avgrenses området av Ulvedalen som er en brattkant som avgrenser den store jevne sandurflaten til Trandumdeltaet (Hauer setertrinnet) mot nord. Kanten markerer et nordlig hovedutløp av den bredemte sjøen nord for Hauer setertrinnet. Selve iskontaktskrånningen vises ikke innenfor området. Den er trolig skjermet av flyvesand eller glasifluvialt materiale avsatt i forbindelse med Dal-trinnet.

Retten nord og øst for den store spyleløren finnes en serie dødisgropesom nok er knyttet til denne dreneringen eventuelt også til selve iskontakten. Det største komplekset av dødisgropes er fylt med vann (Aurtjern). Flere andre er også vannfylte eller har myr i bunnen. Ellers er dette området preget av tildels store flyvesandavsetninger, med tildels mektige og vel utformede flyvesanddyner. Orienteringen av dyneene antyder en vindretning fra nord - nordvest, og de er del av et større sanddynefelt som også omfatter områder i vest. Dette store sanddyneområdet blir nå splittet opp ved byggingen av ny jernbanetrasé. Ellers er disse sørlige områdene sterkt preget av slitasje i forbindelse med militær øvingsvirksomhet. Den største slitassen er imidlertid av punkt- og linjekarakter, og det finnes intakte områder inne mellom kjørespor og skyttergraver. Deler av området rundt og umiddelbart nord for Aurtjern er således foreslått som naturreservat, mens de øvrige sanddyneområdene inngår i et større landskapsvernområdeforslag. Flyvesanddyner finnes også som spredte forekomster på sletta i nord og øst i tillegg til tildels markerte flyvesanddyner på vestsiden av

åspartiet mot Råholt. Disse er en direkte parallell til flyvesanddyneene på nord- og vestsiden av Hovifjellet. Inn mot åspartiet i nordøst finnes også her større myravsetninger som er grøftet. En liten bit av den naturlige høgmyrtopografien finnes sentralt på Stormåsan. Sessvolltjern ligger helt i vest i en langstrakt depresjon som ellers er fylt av myr. Denne depresjonen er trolig knyttet til en drenering nord-syd umiddelbart etter avsmeltingen, men er ikke tolket nærmere her. Også i nord ut mot Andelva finnes større myrområder som også er grøftet. Umiddelbart vest for Sessvolltjern stikker fast fjell opp av sandurflaten og viser at avsetningene her er ganske grunne.

Helt i nord senker terrenget seg. Avsetningene her er marine og tildels også elveavsetninger knyttet til Andelva. De marine avsetningene har større topografisk variasjon enn brelvsletta lengre sør. De består av finsand og tildels silt. Raviner og andre dalganger går nordover mot Hurdalsjøen og Andelva. Endel av de større dalgangene er fylt av myr.

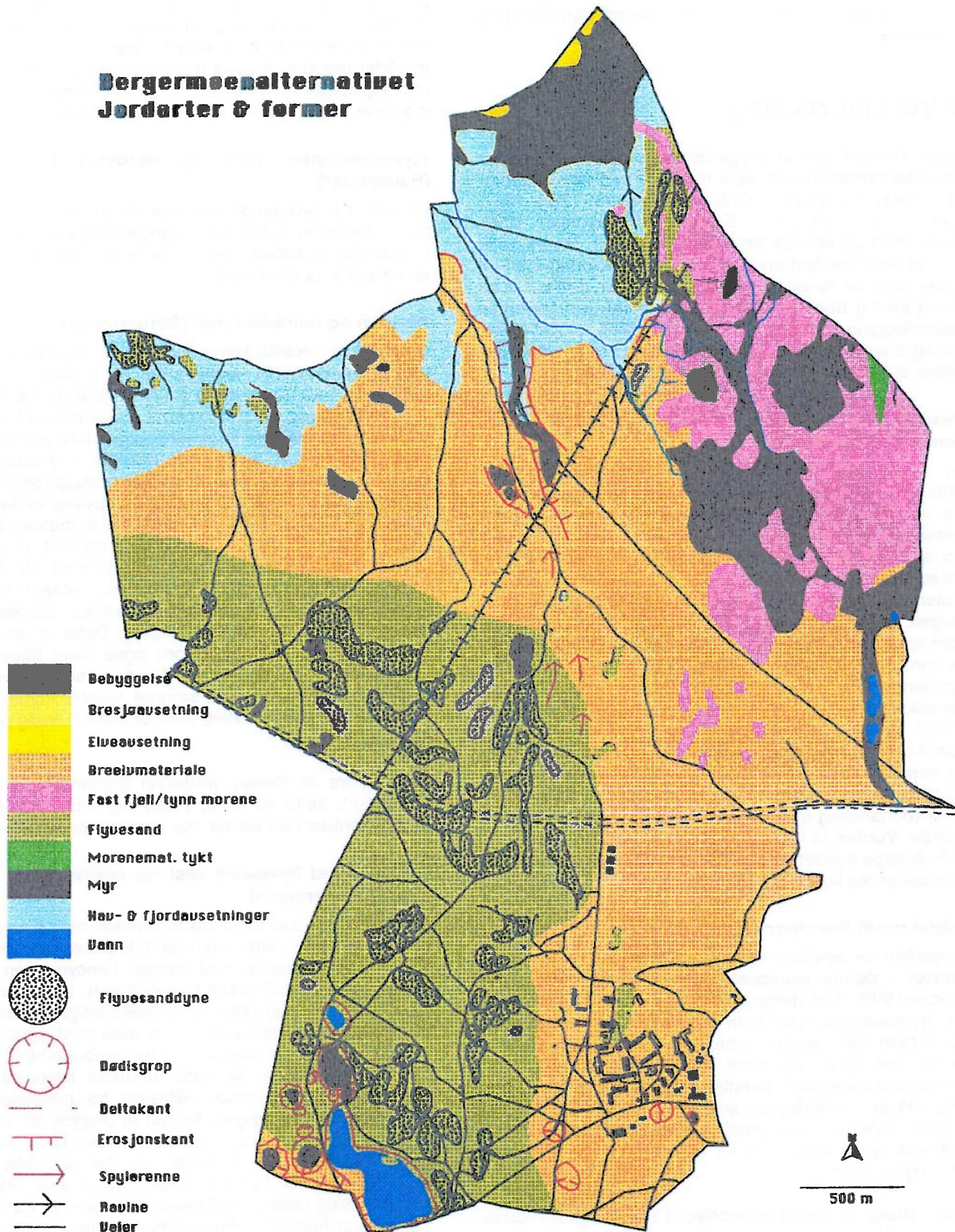
Overgangen mellom brelvmateriale og marine avsetninger er markert med et klart knekk i topografien. Denne knekken er ikke tolket kvartærgeologisk og kommer ikke frem på eksisterende kvartærgeologiske kart. Særlig en av de større dalgangene som skjærer seg inn i området fra nord har ikke karakter av en bekke dal, men mer form av en større spyleløren. Brattkanten mellom brelvmaterialet og det marine materialet kan tenkes å reflektere en erosjon som isåfall må skyldes en strøm på tvers av området. Form og helhet støtter imidlertid ikke en slik tolkning.

Det kan også tenkes at brattkanten representerer en iskontaktskrånning tilhørende Dal-trinnet og som en direkte forlengelse av iskontaktskrånningen ved Råholt (Follestad & Østmo 1977). Materialet er imidlertid fin sand med rolig helning mot øst-nordøst. Det kan i så fall ikke ha kommet noe vann fram under isen her mens deltaflaten ble bygget opp fra vest eller fra øst med en vannstrøm rundt åspartiet.

Det kan også tenkes at brattkanten representerer distalkanten på Trandumdeltaet eventuelt Dal-avsetningen. Snitt i avsetningen er ikke observert i tilstrekkelig grad til å sannsynliggjøre denne muligheten fullt ut. Det at denne kanten representerer distalskrånningen stemmer imidlertid med tolkningen av den vide dalgangen i området med en spyleløren fra sør mot nord. Høyden på deltaflaten ved kanten er ca 200 m eller rett i underkant av dette. Marin grense ved avsetning av Hauer setertrinnet var ca 205 m o.h., ved Daltrinnet 200 m o.h. Distalkanten til Trandumdeltaet mot Vikka (Leiravassdraget) er til sammenligning rett i overkant av 200 m o.h. Denne sammenligningen kan antyde at avsetningen tilhører den marginale del av Trandumdeltaet.

En slik tolkning forutsetter imidlertid flere ting. For det første må isavsmeltingen ha gått raskere i Hurdalsjøbassenget enn lenger øst. Dette er i og for seg naturlig siden Hurdalen trolig drenerte en nokså lokal isstrøm i forhold til isstrømmen ut Mjøsbassenget mot Hauer seter. Dette stemmer også godt med det markerte knekkpunkt i forløpet av Hauer setertrinnet og den nord-sørgående iskontaktsonen tilhørende Trandumdeltaet. Det forutsetter imidlertid at iskontaktskrånningen fortsetter nordover dekket av glasifluviale masser fra Daltrinnet heller enn å svinge vestover til Kopperudmoen som har vært en vanlig tolkning (Holte dahl 1924, Longva 1987). Kopperudmoens overflate er på rundt 208 m o.h. i meget grovt materiale, noe som kan brukes som argument mot denne tolkningen.

Bergermoenalternativet Jordarter & former



Figur 3.4
Kvartærgeologien i Bergermoenalternativet.
(Modifisert etter Østmo (1976) og Longva (1987).)

Avsetningen av breranddelta i dette området har imidlertid ikke med klare klimaresponser langs en synkront varieren

de brefront å gjøre, men er mer styrt av kalvingsdynamikken i forhold til lokalpografiske forhold. Uansett blir denne tolkningen spekulativ uten et betydelig større datatilfang og tid til analyse.

3.3 Verdivurdering

Generelt kan det sies at begge de to alternative områdene tilhører Gardermoområdet som har en nasjonal til internasjonal verneverdi (Østmo 1973, Holt Hanssen 1985, 1987, Sørbel & Strandvik 1987, Erikstad & Halvorsen 1992, Erikstad 1994 og Nordisk Ministerråd in prep.). Brytes dette ned på et mer detaljert nivå og ses i sammenheng med de områder som er foreslått vernet og som er definert med verdi og særlig beskyttelsesbehov gjennom den generelle arealplanlegging (Erikstad & Halvorsen 1992), er det allikevel mulig å spesifisere enkeltområder med særlig verneverdi. Disse er beskrevet fortløpende i det følgende.

Flyvesanddyne og iskontakt rett sør og vest for Hauersestermosan (Hauersester)

Både flyvesanddynekomplekset og iskontaktskrånningen omfatter de østligste delene av et større system som omfattes av verneforslag etter naturvernloven (Hauersester naturminne). Dynekomplekset er av de største på Gardermoen og også av de som er minst berørt av inngrep i form av slitasje. Dynene er bygget opp som et kompleks av skarpe parabler med lange nord-sørgående rygger opp mot vindretningen. Sammenlignet med øvrige sanddyneområder på Gardermoen er lokaliseringen spesiell fordi komplekset ligger inn mot iskontaktskrånningen som her er mindre tydelig enn lenger vest. Den er imidlertid av stor viktighet for den totale tolkning av det kvartærgeologiske bildet. Generelt er det klart at iskontaktskrånningen og flyvesanddynene på Gardermoen har nasjonal verneverdi. Sett i lys av de foreslåtte verneområder på Gardermoen, og da spesielt Hauersester naturminne, er det rimelig at området ut fra formelle kriterier (behandling etter naturvernloven) settes noe lavere enn dette. Vurdert ut fra faglige kriterier, særlig som et ledd i det helhetlige systemet, er det videre klart at verdien ikke kan klassifiseres lavere enn *regional verdi*.

Området rundt Sandtjern (Hauersester)

Mesteparten av området er foreslått som naturreservat og beskrevet i denne sammenhengen tidligere (Erikstad & Halvorsen 1992). Det viktigste kriteriet for forslaget er Sandtjernes hydrologiske type som ikke ellers er representert blant de tjern som inngår i verneplanen. Dette representerer også en ren geofaglig verdi knyttet til grunnvannet og grunnvannsdynamikken. Sandtjern fungerer som et infiltrasjonspunkt av overflatevann som kommer med bekken fra sør og her siger ned mot grunnvannet. Nordkulpen er trolig av samme type, men med en helt annen og mindre tilstrømning av vann.

Det er naturlig at også bekkeinnløpet til Sandtjern inkluderes i området. Det gjøres spesielt oppmerksom på dette fordi dette ikke inngår i reservatforslaget, men krever allikevel tilsvarende hensyn i arealplanleggingen. Både ut fra en formell vurdering (behandling etter Naturvernloven), samt en faglig vurdering sett i forhold til Gardermoområdet i sin helhet har området *nasjonal verdi*.

Område med mange dødisgroper mellom Sand og Mogreina (Hauersester)

Området er særpreget med et tett mønster av små, men dype dødisgroper som delvis henger sammen i forsøkninger som antyder en drenering ut fra brefronten knyttet til Dal-trinnet. Særlig mengden av groper som sammen danner et mønster som er kvartærgeologisk tolkbart, gjør at området bør klassifiseres med *lokal verdi*. Den kommunale søppelplassen i det største gropkomplekset reduserer verdien noe, men endrer ikke denne konklusjonen.

Flyvesanddyner vest og nordvest for Hovifjellet (Hauersester)

Langstrakte flyvesanddyner vest for og delvis på vestsiden av Hovifjellet er tydelige og representative for vindtransporten inn mot et åsparti i kanten av en slik stor sandslette. De er vurdert å ha *lokal verdi*.

Aurtjern og området rundt (Bergermoen)

Området er foreslått som naturreservat og beskrevet i denne sammenhengen. Mesteparten av arealet er inkludert i forslaget ut fra skogfaglige kriterier (Erikstad & Halvorsen 1992). Geofaglig er det Aurtjernes plassering i et dødisgropkompleks og vannets kommunikasjon med grunnvannsmagasinet som er av avgjørende betydning. Videre må dette ses i sammenheng med de øvrige dødisgropene umiddelbart nord og vest for Aurtjern, samt spylerekkanten som ligger helt i grensen for det foreslåtte øvingsområdet. Området rundt Aurtjern, særlig mot nord og vest, er sterkt preget av militær motorisert øvingsvirksomhet. Sentrale geofaglige verdier er imidlertid fremdeles intakte. Dette gjelder særlig selve Aurtjern med sitt varierende vannspeil, samt Vekatosøkket rett vest for Aurtjern. Dette er en myr i en sirkelrund liten dødisgrop som også viser klare tegn på varierende grunnvannstand. Myren er et tjern ved særlig høy grunnvannstand. Det samme gjelder myren umiddelbart vest for Vekatosøkket, men denne blir trolig påvirket av ny jernbanetrasé.

Både ut fra en formell vurdering (behandling etter Naturvernloven), samt en faglig vurdering sett i forhold til Gardermoområdet i sin helhet, har området *nasjonal verdi*.

Område med flyvesand vest og nordvest for Sessvollmoen (Bergermoen)

Området er en del av et større område med flyvesand som dels er foreslått vernet som landskapsvernområde og dels foreslått som område med særlige hensyn i den ordinære arealplanlegging (Erikstad & Halvorsen). I løpet av saksbehandlingen er grensene for verneforslaget justert, slik at områder nord for riksveien er kommet med, mens områdene sør for riksveien og øst for ny jernbanetrasé er tatt ut. Den sentrale delen av dette området ligger utenfor det planlagte øvingsområdet. Slitasjen fra motorisert militær øvingsaktivitet og inngrep knyttet til bygging av stillinger er tildels store i områdene sør for riksveien. Generelt har området nasjonal verdi både ut fra formelle kriterier (behandling etter Naturvernloven) såvel som etter faglige kriterier. Skal dette spesifiseres ytterligere ut fra de endringer som er foretatt av forslaget områdeavgrønsing i lys av ny jernbanetrasé, kan verdien spesifiseres som følgende:

- område nord for riksveien: *nasjonal verdi*
- område sør for riksveien (innenfor aktuelt øvingsområde): *lokal verdi*.

Brattkant mellom breelvmateriale og marint materiale sør for Verkensmosan (Bergermoen)

Brattkanten er ikke tatt med på eksisterende kvartærgeologiske kart og er heller ikke beskrevet i litteraturen. Den henger sammen med en vid dalgang i nord-sørlig retning som her er tolket som en spylerenne. Datagrunnlaget gir ikke grunnlag for en endelig tolkning av området, men det er helt klart at området har et forskningspotensiale av betydning for en helhetlig forståelse av Gardermoområdets kvartærgeologi. Området er derfor vurdert å ha *lokal verdi*.

Flyvesanddyner sørøst for Verkensmosan (Bergermoen)

Langstrakte flyvesanddyner vest for og delvis på vestsiden av åspartiet sørøst for Verkensmosan er tilsvarende som flyvesanddyner vest for Hovifjellet. De er tydelige og representative for vindtransporten inn mot et åsparti. De er vurdert å ha *lokal verdi*.

3.4 Sårbarhetsvurdering

Sårbarheten er her vurdert spesielt i forhold til geologien, det vil si i hvilken grad slitastjen vil virke forringende på geologisk verdi. Generell sårbarhet er nærmere vurdert i den sammenlignende landskapsanalysen (kapittel 8). Det som behandles her er sårbarhet for terrengslitasje knyttet til militær øvingsvirksomhet, ikke tyngre tekniske inngrep. Tekniske inngrep vil automatisk føre til en skade som er stor eller liten i forhold til inngrepets art og området som blir berørt, og vurderes direkte i forhold til konsekvens.

Terrengets sårbarhet er først og fremst avhengig av den geologiske overflaten (fjell, løsmasse med ulik komstørrelse m.v.), helning og fuktighetsforhold (Sørbel et al. 1990) i tillegg til vegetasjonens slitestyrke. Fjell er i praksis uslitelig i denne sammenheng. Løsmasseområdene er ulikt slitastjesterke avhengig av bl.a. komstørrelsen. Generelt er finkornet materiale mer utsatt for slitasje enn grovkornet materiale, bratt terreng mer utsatt enn flatt terreng og fuktige områder mer utsatt enn tørre områder. Ut fra disse forholdene er områdene vurdert og klassifisert etter følgende skala:

- stor sårbarhet: finkornet overflate, stor helning, fuktige områder samt myr
- middels sårbarhet: finkornet overflate, moderat helning, tørre områder
- liten sårbarhet: fjell og grovkornet til finkornet tørr overflate med liten helning

Slitasjeutsattheten må her vurderes utfra forventet arealpress i et øvingsområde (kapittel 1), samt at det i de fleste tilfeller skal mye til for å ødelegge de geologiske forekomstene. Virkningen viser seg først som vegetasjonsskader og estetiske skader i landskapsbildet. Den helhetlige vurderingen av sårbarhet er derfor gjort i den generelle landskapsanalysen (kapittel 8).

3.5 Konsekvenser av inngrep

De to alternative forslagene er geologisk sett nokså like, med flere områder med tildels markert geologisk verdi og høy sårbarhet, men med større områder innimellom uten spesifisert verdi og lav sårbarhet. Under forutsetning av at planlagte fysiske inngrep i særlig verdifulle områder unngås og at det tas hensyn til slitastjessvake områder i arealbruken

for øvrig, vil konsekvensene av tiltaket bli små. Det er liten forskjell på de to alternativene i så måte.

Om tiltaket fører til tekniske inngrep i særlig verdifulle områder, vil de negative konsekvensene kunne bli store. Om øvelsesvirksomheten fører til synlig slitasje i særlig sårbare og verdifulle områder, vil konsekvensene bli moderate.

3.6 Litteratur

Erikstad, L. 1994a. Kvartærgeologisk verneverdige områder i Norge - Evaluering av et landsomfattende registreringsmateriale. - NINA utredning 57: 1-49.

Erikstad, L. 1994b. Quaternary geology conservation in Norway, inventory program, criteria and results. - Mém. Soc. géol. France 165: 213-215.

Erikstad, L. 1994. The building of an international airport in an area of outstanding geological diversity and quality. - I O'Halloran, D., Green, C., Harley, M., Stanley, M. & Knill, J. (red) 1994. Geological and Landscape Conservation. Geological Society, London: 47-51.

Erikstad, L. & Halvorsen, G. 1992. Områder med nasjonal og internasjonal naturverdi ved Hauer seter-trinnet, Akershus fylke. - NINA Oppdragsmelding 136: 1-28.

Follestad, B.A. & Østmo, S.R. 1977. Eidsvoll, kvartærgeologisk kart 1915 I, M. 1:50.000. - Norges geologiske undersøkelse.

GEOfuturum as. 1993. Vurdering av grunnvann som råvannskilde til vannforsyning på Øvre Romerike. - Upubl. rapport.

GEOfuturum as. 1994. Gardermobanen parsell Gardermoen N - Råholt. Fagutredning om banens innvirkning på miljø, naturressurser og samfunn. - Upubl. rapport.

Holt Hanssen, O.J. 1985. Arealkonflikter i Hauer seterområdet med særlig vekt på kvartærgeologiske verneverdier. - Hovedoppg. NLH. Upubl.

Holt Hansen, O.J. 1987. Verneverdige områder knyttet til Hauer setertrinnet. - I Longva, O. 1987. Ullensaker 1915 II. Beskrivelse til kvartærgeologisk kart - M 1:50000. - Nor. geol. underskr. 39: 36-39.

Holtedahli, O. 1924. Studier over isrand-terrassene syd for de store østlandske sjøer. - Videnskabs-selskabets Skr. I Math.Naturvid. Kl.2 1-110.

Holtedahli, O. 1953. Norges Geologi, Bind II. - Nor. geol. unders. 164.

Longva, O. 1987. Ullensaker 1915 II. Beskrivelse til kvartærgeologisk kart - M 1:50000. - Nor. geol. underskr. 76: 1-39.

Nordisk Ministerråd. 1984. Israndlinier i Norden. - Rapport in prep.

Norges geologiske undersøkelse 1973. Berggrunnskart Hamar 1:250 000. Foreløpig utgave.

Sigmond, M.-O., Gustavson, M. & Roberts, D. 1984. Berggrunnskart over Norge - M 1:1 million. -Norges geologiske undersøkelse.

Sørbel, L. & Strandvik, P.A. 1987. Kvartærgeologisk verneverdige områder i Oslo og Akershus. - Geografisk inst, Universitetet i Oslo, Upubl. Rapport

Sørbel, L., Høgvard, K. & Tolgensbakk, J. 1990. Quaternary Geology and Geomorphology in Gipsdalen, Svalbard. - I

Brekke, B. & Hansson, R. 1990. Environmental atlas Gipsdalen, Svalbard Vol. II. Norsk Polarinstitut Rapport 61:1-25.

Sørensen, R. 1983. Glacial deposits in the Oslofjorden area. - i Ehlers, J., red. Glacial deposits in North-west Europe. A. A. Balkema, Rotterdam. 19-28.

Thomassen, J. (red.) 1992. Hovedflyplass Gardermoen, Konsekvensutredninger: naturvern, landskap, limnologi, fisk, vilt, friluftsliv. - NINA Oppdragsmelding: 1-41.

Østmo, S.R. 1973. Rapport GE 0029. - I Jøsang, O. Miljøverndepartementets registreringer av naturområder og forekomster.

Østmo, S.R. 1974. Rapport GE 0033. - I Jøsang, O. Miljøverndepartementets registreringer av naturområder og forekomster. Upubl. rapport.

Østmo, S.R. 1976. Gardermoen, Kvartærgeologisk kart C QR 051052-20, M 1:20 000. - Nor. geol. unders.

Østmo, S.R. & Olsen, K.S. 1978. Nannestad, kvartærgeologisk kart 1915 III - M. 1:50 000. - Nor. geol. unders.

Østmo, S.R. & Olsen, K.S. 1979. Steinsgård, kvartærgeologisk kart C QR 053054-20. - Nor. geol. unders.

4 Vegetasjon og flora

Odd Stabbetorp, Egil Bendiksen & Dag Svalastog (NINA)

4.1 Innledning

De to undersøkelsesområdene ble vegetasjonskartlagt i mai/primo juni 1996 av Dag Svalastog (figur 4.1 og 4.2). Kartenhetene følger i hovedsak Fremstad & Elvens (1991) klassifikasjonssystem. Tidsfrist for rapportering gjorde at kartleggingen av vegetasjonen måtte legges såvidt tidlig i sesongen. Siden våren 1996 var usedvanlig sein, førte dette til visse problemer med avgrensning av vegetasjonstyper. Særlig gjelder dette myrvegetasjonen.

Supplerende undersøkelser for å avdekke eventuelle områder av spesiell betydning med henblikk på artsmangfold (nøkkelbiotoper) ble utført i juni/juli av Egil Bendiksen. Vanene i undersøkelsesområdene ble befart av Odd Stabbetorp 26. juli 1996. Vegetasjonskartleggingen ble utført ved hjelp av flyfoto og feltbefaringer. Kartene ble senere rentegnet og digitalisert av NINA v/Svein-Erik Sloreid. De digitaliserte kartene er benyttet for presentasjon og for sammenligning av de to områdene.

Klassifikasjonen av delområder langs en verdiskala ble i hovedsak gjort på grunnlag av nøkkelbiotopregistreringene og tidligere undersøkelser (Erikstad & Halvorsen 1992). Som kriterier for verneverdi er det her i hovedsak lagt vekt på artsmangfold og uberørthet. Andre kriterier for verneverdi som f.eks. representativitet og produktivitet er diskutert av Elven & Hveem (1986), men de er av mindre interesse her. Områder som er vurdert å ha spesiell naturverdi er videre inndelt i nasjonal, regional og lokal verdi i henhold til de kvaliteter de enkelte områdene har. Tradisjonelt er vern etter Naturvernloven benyttet for områder med regional til nasjonal verneverdi, mens områder med lokal verneverdi ofte blir beskyttet etter Plan- og bygningsloven, eller de blir tatt hensyn til i lokal arealplanlegging. Områdene med botanisk verneverdi er presentert på egne kart.

Vegetasjonens sårbarhet er vurdert spesielt med hensyn til slitasje som kan forårsakes av det vi oppfatter som vanlig framtidig øvingsvirksomhet. I hovedsak er sårbarheten vurdert for den enkelte vegetasjonstype ut fra tidligere erfaring om hvor mye ferdsel og tråkk denne vegetasjonstypen tåler. Sårbarhetsvurderingen er i prinsippet uavhengig av verdivurderingen, men i områder med høyt artsmangfold må sårbarhetsvurderingen justeres noe, fordi slitasje her raskere kan føre til en reduksjon av artsmangfoldet. Likeledes kan spesielle terrengformer føre til en justering av sårbarhetsvurderingen, f.eks. vil bratte skrenter i kanten av flyvesanddyner være spesielt utsatt for erosjon. De områdene som har en sårbarhet som tilsier spesielt hensyn ved bruk av området, er skjønsmessig vurdert etter en tre-delt skala: liten, middels og stor sårbarhet. Sårbare områder er presentert på egne kart.

4.2 Generell beskrivelse av områdene

Naturgeografisk ligger undersøkelsesområdene i boreoneomoral sone, i grenseområdet mellom region 20: Østlandets sentrale barskog- og jordbruksområde og region 21

Sydpøstres Norges og sydvestre Sveriges kuperte bar- og løvskogslandskap (Nordisk Ministerråd 1984). Begge undersøkelsesområdene inneholder et mindre åslandskap med avrundete gneiskoller uten løsmassedecke.

Kollenes vegetasjon utgjøres stort sett av tørre utforminger av furu- og barblandingsskog. De øvrige delene er dekket av tildels mektige løsmasser med god drenering hvor blåbærgranskogen dominerer. De mer fuktighetskrevende skogstyper forekommer i forsenkninger og i områder med dårligere drenering. Også på flyvesanddynene har vegetasjonen et friskere preg enn i de flate områdene, fordi den fine sanden holder bedre på fuktighet enn grus.

Skogområdene er sterkt forstlig utnyttet (særlig granskogsområdene), og innenfor hver skogstype forekommer mange ulike alderstrinn, men med dominans av yngre aldersklasser. Sumpskog og myrområder er i stor grad grøftet for å bedre skogens tilvekst. I dødisgropene er det gjerne sump eller myr i bunnen. I begge områdene forekommer også store regnvannsmyrer. Alle større myrområder er grøftet og i noen tilfelle benyttet til betydelig uttak av torv. Mer næringskrevende utforminger av skog- og myrvegetasjon har få og små forekomster. Bare mindre deler av områdene er oppdyrket, og noen delarealer er utnyttet til tekniske anlegg.

Siden størstedelen av arealene utgjøres av lite næringskrevende vegetasjonstyper med lavt artsmangfold, og siden påvirkningen av forstlig og annen menneskelig aktivitet generelt er såvidt høy, er det få områder som kan sies å ha verneverdi. Med unntak av et foreslått naturreservat (Nordkuppen i Hauerseeteralternativet), som vi vurderer som nasjonalt verneverdig også med hensyn til vegetasjon og flora, er ingen delområder i noen av alternativene vurdert som regionalt eller nasjonalt verneverdige ut fra botaniske kriterier. Delarealer som har fått særskilt verdivurdering, er beskrevet mer detaljert nedenfor (avsnitt 4.4).

Det er gjort få observasjoner av plantegeografisk interessante plantearter, og disse er i all hovedsak knyttet til nøkkelbiotopområdene som er beskrevet nærmere nedenfor. Det er ikke observert arter som er oppført på den norske rødlista (DN 1992). Utover beskrivelsene av nøkkelbiotopene er det derfor lagt liten vekt på floristisk beskrivelse av områdene.

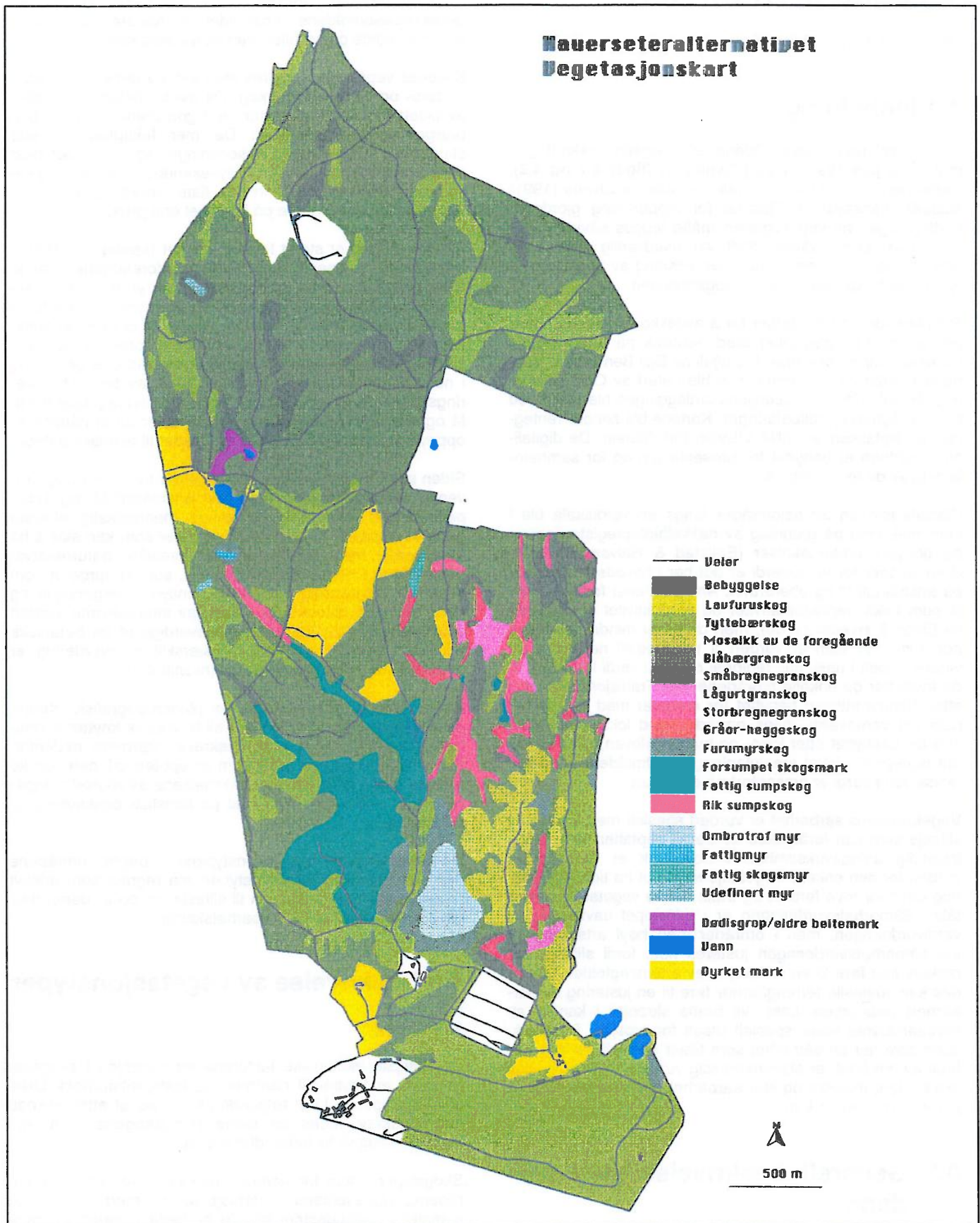
De dominerende vegetasjonstypene i begge områdene (tørre til mer friske barskogstyper) må regnes som relativt robuste naturtyper i relasjon til slitasje, og de er derfor ikke gitt særskilt signatur på sårbarhetskartet.

4.3 Beskrivelse av vegetasjonstyper

4.3.1 Skog

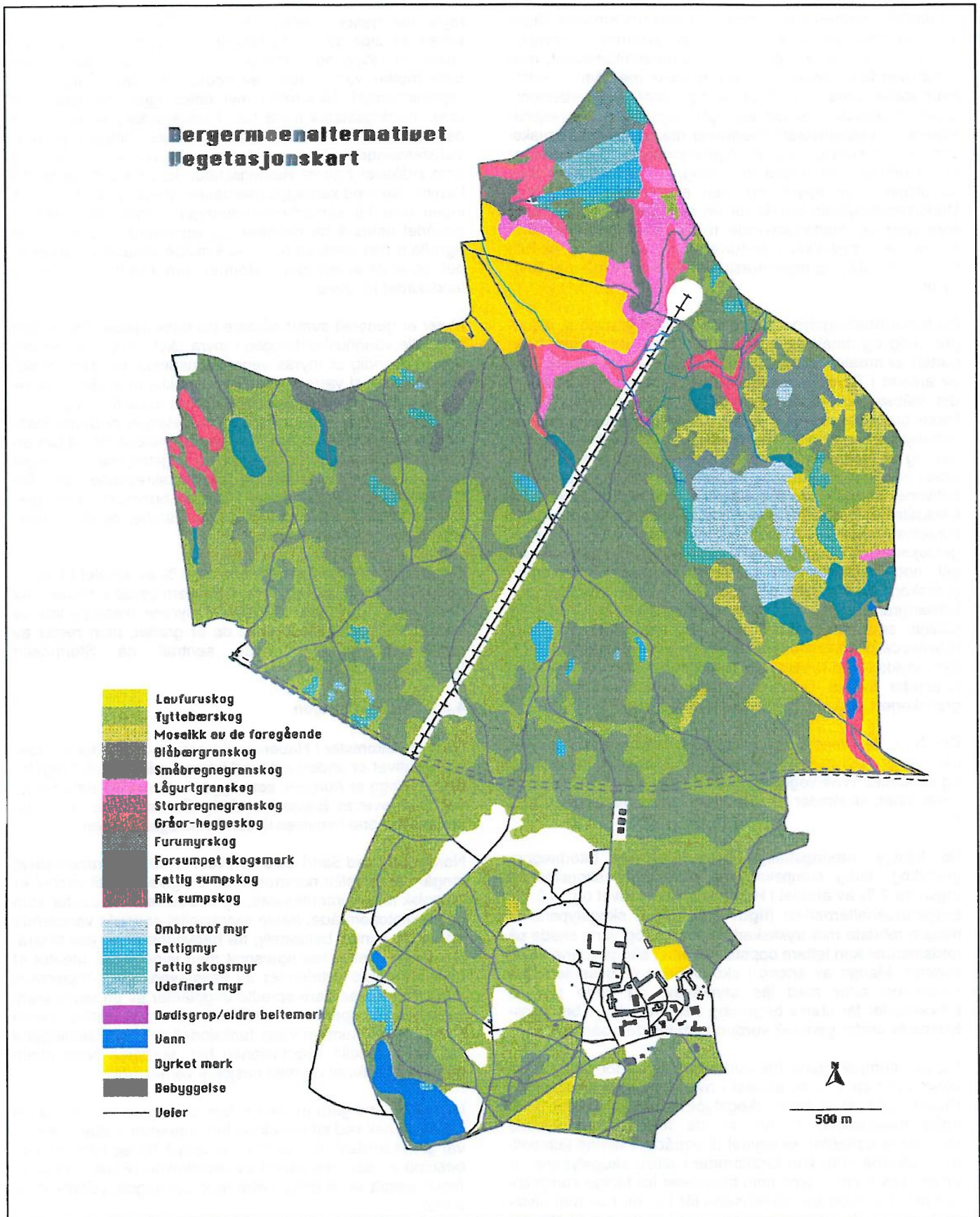
De viktigste økologiske faktorene for variasjon i skogsvegetasjon er knyttet til nærings- og fuktighetsforhold. Ulike barskogstyper vil i det følgende bli beskrevet etter økende fuktighetskrav, mens de rikere sumpskogene med mer lauvtreinnslag vil bli behandlet til slutt.

Skogstypene som forekommer hyppig i undersøkelsesområdene, representerer vegetasjonstyper med store forekomster i Østlandsområdet. De er sterkt påvirket av menneskelig aktivitet, og bare enkelte mindre områder med eldre skog har egenskaper som gir dem naturverdi. Disse områdene blir beskrevet i mer detalj nedenfor (områdene 2-5).



Figur 4.1

Vegetasjonskart for Hauerseteralternativet. Hvite områder markerer områder med eksisterende inngrep.



Figur 4.2
Vegetasjonskart for Bergermoenalternativet. Hvite områder markerer områder med eksisterende inngrep.

De tørre barskogene (lavfurskog og tyttebærskog) utgjør ca 30 % av undersøkelsesområdenes areal, med noe større forekomst i Bergermoen- enn i Hauerseeteralternativet (**figur 4.3**). Sammenhengende områder av lavfurskog forekommer bare i en mindre del av Bergermoenalternativet, men skogtypen forekommer som en mosaikk med tyttebærskog over større arealer med grunt og varierende jordsmonn. Denne mosaikken er gitt en egen signatur i vegetasjonskartene. I sårbarhetssammenheng må særlig tyttebærskogen regnes som en robust vegetasjonstype. Den forekommer i områder med god drenering, og jordsmonnet tåler forholdsvis mye påvirkning uten at det blir trykkskader. Undervegetasjonen består for en stor del av robuste arter som lyng og mattedannende moser med god regenerasjonsevne. Lavdekket i lavfurskogen blir lettere nedslitt med mye tråkk, og regenerasjonen vil her foregå mer langsomt.

De friske barskogstypene omfatter blåbærgranskog, lågurtgranskog og småbregnegranskog. Disse utgjør over halvparten av arealet i Hauerseeteralternativet og ca en tredjedel av arealet i Bergermoenalternativet. I begge områdene er det blåbærgranskogen som utgjør hovedandelen av de friske granskogstypenes areal. Lågurtgranskogen som er avhengig av noe bedre næringstilgang enn blåbærgranskogen og er kjennetegnet ved et noe høyere antall urter og gras i feltsjiktet, utgjør bare et svært lite areal i begge alternativene. Begge disse skogstypene regnes som robuste for tråkkslitasje. Bortsett fra en østvendt bratt flyvesandskrent i Hauerseeteralternativet hvor ferdsel til fots vil lage sår i vegetasjonen, er ikke blåbærgranskogen og lågurtgranskogen gitt noen signatur på sårbarhetskartene. Småbregnegranskog forekommer på noe mer fuktige områder enn blåbærgranskogen, og undervegetasjonen er preget av saftige små bregnearter som for eksempel fugleving (*Gymnocarpium dryopteris*). Disse artene vil lettere bli tråkket i stykker ved ferdsel, og trykkskader vil til en viss grad forårsake varige endringer i skogbunnen. Småbregnegranskogen er derfor vurdert som noe sårbar.

Der hvor de friske barskogstypene forekommer på flyvesand, utgjør bunnvegetasjonen en viktig sikring mot erosjon og sandflukt. Hvis vegetasjonen her slites bort ved intensiv virksomhet, vil skader på substratet kunne inntre (kap. 2 og 8).

De fuktige, næringsfattige barskogstypene (storbregnegranskog, fattig sumpskog og «forsumpet skogsmark») utgjør ca 7 % av arealet i Hauerseeteralternativet og ca 3 % i Bergermoenalternativet (**figur 4.3**). Disse skogstypene er mindre robuste mot trykkskader i marka, og varig skade på jordsmonnet kan lettere oppstå her enn i skogstypene nevnt ovenfor. Mange av artene i skogbunnen er dessuten vanelskende arter med lite styrkeevne, og dette gjør at brekkskader får større betydning her. De fuktige barskogstypene er derfor generelt vurdert som middels sårbare.

De rike sumpskogene (rik sumpskog og gråor-heggeskog) utgjør bare ca 1 % av arealet i hvert av undersøkelsesområdene. Likevel er disse skogstypene viktige for det botaniske mangfoldet, og fire av de fem nøkkelbiotopene (beskrevet nedenfor) er knyttet til områder i denne kategorien. Skadene som kan forekomme i disse skogstypene, er omtrent av samme type som beskrevet for fattige sumpskog ovenfor, men konsekvensene får her en noe mer alvorlig karakter da flere av artene som er knyttet til de rike skogstypene, kan få problemer med å opprettholde sine populasjoner hvis påvirkningen blir for stor. De rike sumpskogene er derfor vurdert som svært sårbare.

4.3.2 Myrvegetasjon

Myrer kan generelt deles i to typer avhengig av om de påvirkes av sigevann som frakter med seg plantenæringsstoffer fra tiliggende områder minerotrof myr, eller om de bare mottar vann i form av nedbør (ombrotrof myr eller regnvannsmyr). Minerotrof myr deles igjen inn etter hva slags næringsstatus myra har. I undersøkelsesområdet er de fleste minerotrofe myrer klassifisert som fattige myrtyper. Vekstsesonen på myrer starter imidlertid seint, og arter som indikerer høyere næringsstatus kan ha blitt oversett i forbindelse med kartleggingsarbeidet. Dette spiller imidlertid ingen rolle for sårbarhetsvurderingen. Ingen av myrene i området antas å ha nevneverdig verneverdi, utover det at ugrøfta myrer generelt bidrar til å skape variasjon i landskapet, og at de inneholder livsformer som ikke finnes i skogslandskapet for øvrig.

Myrer er generelt svært sårbare for tråkkslitasje. For at den spesielle vannhusholdningen i myra skal bibeholdes er det helt nødvendig at myras vegetasjonsdekke bevares intakt. Tråkkskader vil være synlige i en årrekke som død, inntørket torv pga. myrvegetasjonens dårlige evne til å regenerere. Uberørt (dvs. ikke-grøftet) myrvegetasjon er derfor klassifisert som meget sårbar. I de grøfta myrene har vi fått en sammensykning av torvlagene, og vegetasjonen er preget av invasjon av skogstrær og fuktighetskrevende, men lite næringskrevende skogsarter i felt- og bunnsjikt. Dette gjør at tråkkskadene på grøfta myrer blir mindre, og de er klassifisert som middels sårbare.

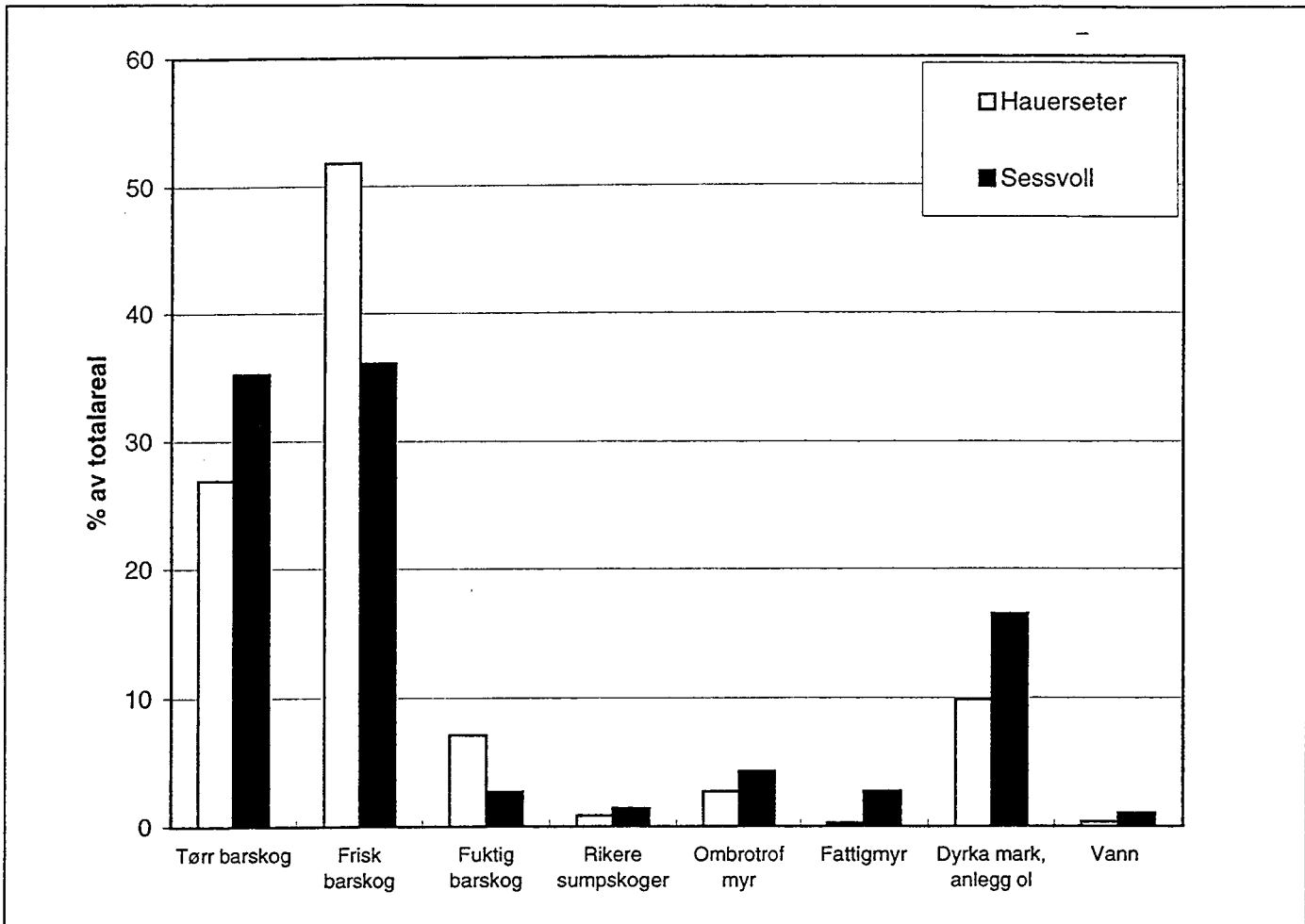
Totalt utgjør myrene mindre enn ca 3 % av arealet i Hauerseeteralternativet, og ca 7 % i Bergermoenalternativet. Av dette utgjør de store ombrotrofe myrene mesteparten av arealet. Felles for disse er at de er grøftet, men rester av opprinnelig høgmyr finnes sentralt på Stormosan (Bergermoenområdet).

4.3.3 Vannvegetasjon

5 vannforekomster i Hauerseeteralternativet og 3 i Bergermoenalternativet er undersøkt med hensyn på makrofytvegetasjon. I tillegg er Aurtjern, som ligger i et foreslått naturreservat, beskrevet av Brandrud (1995). For nærmere beskrivelser av vannene henvises til den limnologiske delen.

Nordkulpen ved Sand gård nordvest i Hauerseeteralternativet inngår i et foreslått naturreservat. Omgivelsene til vannet er botanisk meget interessante, og er beskrevet nedenfor som nøkkelbiotopområde. Selve vannspeilet er sterkt varierende og hadde sunket betraktelig fra begynnelsen av juni til slutten av juli. Det er her sparsomt med vegetasjon; utenfor et belte av delvis flyteformer av vassreverumpe (*Alopecurus aequalis*), fantes bare spredte ungpflanter av en vasshåart, sannsynligvis sprikevasshår (*Callitriche cophocarpa*). Siden tjernet inngår som en viktig funksjonell del i forutsetningene for den spesielle vegetasjonen her, vurderes Nordkulpen som meget sårbar og med nasjonal verneverdi.

Like ved Sand gård er det en liten dødisgrop som hadde et lite vannspeil ved ett besøk på forsommeren. I slutten av juli var gropa tørrlagt, og i bunnen av gropa fantes bare en liten bestand av opprette skudd av vasslirekne (*Persicaria amphibia*) omgitt av et bredt belte med sennegrass (*Carex vesicaria*).



Figur 4.3
Andel av ulike vegetasjonstyper i de to undersøkelsesområdene.

Selve Sandtjernet er mindre botanisk spesielt, skjønt det også her er preg av noe mer krevende vegetasjon enn områdene omkring. Kvasstarr og sennegrass danner en sterkt dominerende starrsone. Svartvier og istervier inngår i busksjikt. Vannet må antas å være eutrofiert av gården Sand som har åkre som grenser til vannet. Det er også grisebinge like ut til vannkanten. Vannet brukes til vanningsformål. I selve vannet finnes en del vasslirekne som flytebladvegetasjon langs breddene. Under denne er det kraftige matter av elvemose (*Fontinalis antipyretica*) ispedd en del klomose (*Drepanocladus* sp.). Også Sandtjernet inngår i forslag til naturreservat, men vurderes ikke som verneverdig ut fra rene botaniske kriterier. Vann- og sumpvegetasjonen her er heller ikke spesielt sårbar.

Grovtjern og Sofruttjern inngår begge i forslag til naturreservat. Felles for disse vannene er at det langs breddene er velutviklede flytematter med fattig myrvegetasjon. Ved Grovtjern finnes en mindre bestand av myrkongle (*Calla palustris*), som er en sjelden art på Romerike. I Grovtjern er det et forholdsvis velutviklet flytebladbelte med gul nøkkerose (*Nuphar lutea*) og vanlig tjønnaks (*Potamogeton natans*), mens Sofruttjern bare har enkeltskudd av vanlig tjønnaks. Langskuddsplanter ble ikke observert i noen av disse to vannene.

Selve vannvegetasjonen er så sparsomt utviklet at den i seg selv ikke kan regnes som verneverdig. Heller ikke myrmattene langs kanten er vurdert som verneverdige, men dette er under noe tvil. Myrmattene er intakte og uberørte, og de har en vegetasjon som er meget typisk for områder med slike økologiske forhold. De gjør imidlertid at begge tjernene må regnes som meget sårbare. Enhver form for aktivitet på disse kan forårsake sår i torvmattene som vil føre til erosjon og økt tilførsel av torv til selve vannene.

Sessvolltjern har et preg som minner mye om Grovtjern og Sofruttjern i og med at det også her har blitt dannet flere meter brede, flytende myrmatter langs kantene. Ytterst i disse finnes små bestander av sveltull (*Trichophorum alpinum*), som indikerer en noe bedre næringstilgang. Hvit nøkkerose (*Nymphaea alba* ssp. *alba*) finnes sparsomt langs kanten av myrmatta. Av langskuddsplanter ble vanlig blærerot (*Utricularia vulgaris*) og gytjeblærerot (*U. intermedia*) observert. Tjernet ligger i tilknytning til en interessant hagemarkskog (se område 5 nedenfor), og det er derfor inkludert i et område som vurderes som lokalt verneverdig. På samme måte som for de andre tjernene med velutviklede myrmatter langs kantene må Sessvolltjern regnes som meget sårbar for slitasje, og all aktivitet i tilknytning til vannet bør unngås.

Nord for Sessvolltjern ligger et lite myrtjern (like nord for Dal pukkverk) i grensen av det foreslåtte øvingsområdet. Myr-mattene har her adskillig større bredde, og de er stedvis fullstendig dominert av svelttull. I selve vannet finnes sparsomme bestander av kantnøkkerose (*Nymphaea alba* ssp. *candida*). Av langskuddsplanter ble bare gytjebelærerot observert. Vegetasjonen er uberørt, og tjernet er et fint innslag i landskapet. Også dette tjernet må regnes som meget sårbart.

Fugletjern (nord for Aurtjern) er et næringsrikt (Hongve & Løvstad 1991) lite vann med frodig sumpvegetasjon langs breddene. Vannstanden har tydeligvis variert mye i nyere tid. Langs breddene er det en sone med unge, døde lauvtrær som må ha etablert seg her i en periode med lavere vannstand. Ny økning av vannstanden har så ført til at disse ungrærne fikk rotsystemene satt under vann, og hele lauvbeltet bukket under.

Forholdene i 1996 indikerer at vannstanden igjen har sunket. Denne dynamikken ligner svært på det Erikstad & Halvorsen (1992) har beskrevet for Bonntjern lenger sør i Ullensaker kommune. Interessant er også at det utenfor det døde lauvskogsbeltet er en sone med landformer av vasslirekne, mens flytebladformer av arten fantes nesten ikke i det nåværende vannspeilet. I denne sonen finnes også småslierekne (*Persicaria minor*) og vassreverumpe (*Alopecurus aequalis*).

Av flytebladplanter ellers finnes gul nøkkerose og stautpiggnopp (*Sparganium emersum*). Av langskuddsplanter er det rikelig med hesterumpe (*Hippuris vulgaris*), småvasshår (*Callitriche palustris*) og småtjønnaks (*Potamogeton berchtoldii*). I vannet er det også store matter av en klomoseart (*Drepanocladus* sp.).

Fugletjern er det tjernet i de to undersøkelsesområdene som har best utviklet vannvegetasjon. Flere andre tjern av tilsvarende type i Gardermoområdet har likevel enda større kvaliteter (Brandrud 1995), og det er derfor her ikke valgt å vurdere tjernet som verneverdig ut fra botaniske kriterier. Muligens er sammenhengen mellom vegetasjonssonering og veksling i vannstand såvidt vitenskapelig interessant at denne vurderingen må endres. Sumpvegetasjonen langs breddene er mer robust enn i tjernene med myrmatter, og vurderes derfor som middels sårbart. Mer intens virksomhet i tilknytning til tjernet kan imidlertid ikke anbefales.

Aurtjern inngår i et foreslått naturreservat, og det er beskrevet av Brandrud (1995) som en naturlig blågrønnalgesjø med fullstendig mangel på undervannsvegetasjon. Av flytebladplanter finnes hvit nøkkerose, gul nøkkerose, vasslirekne, stautpiggnopp og flotgras (*Sparganium angustifolium*). Rent botanisk vurderes tjernet verken som spesielt verneverdig eller sårbart.

4.3.4 Andre vegetasjonstyper

Området rundt Nordkulpen ved Sand (Hauer-seter-alternativet) har fått en egen betegnelse («Dødisgrop/eldre kulturmark») på vegetasjonskartet, fordi det i dette dødisgropssystemet finnes en rekke ulike vegetasjonstyper som ikke kan gjengis på et kart i såvidt grov målestokk. Området inngår i et forslag til naturreservat, og det er i botanisk sammenheng vurdert som nasjonalt verneverdig og meget sårbart. En nærmere beskrivelse er gitt nedenfor (område 1).

4.4 Beskrivelse av nøkkelbiotoper

Det er registrert 3 områder i Hauer-seter-alternativet og 2 områder i Bergermoen-alternativet som er av spesiell interesse i forbindelse med biologisk mangfold. Disse områdene er markert på verdikartene (figur 8.3 og 8.4).

4.4.1 Hauer-seter-alternativet

Nordkulpen - grytehullsjø og skråning med bleikfiol (område 1)

Dødisgropssystemet som denne lokaliteten utgjør, ligger like nord for Sandtjernet, og den er ikke tidligere botanisk undersøkt. Her ble funnet en meget livskraftig populasjon av den sjeldne bleikfiol (*Viola persicifolia*), som tidligere bare er funnet på en del avgrensede lokaliteter omkring Vannsjø, Øyeren, Mjøsa og Tyrifjorden, samt ved Miletjern i Nedre Eiker, opprinnelig en avsnøring av Drammenselva (Røren 1991, Lid & Lid 1994).

Den østligste og dypeste forsenkningen i systemet var på undersøkelsestidspunktet fylt med vann i nedre del. En krattløs og åpen strekning på ca 10 meter opp til et skarpt avgrenset vierbelte oppover en 15-20 graders bratt skråning på alle sider forteller om et grunnvannspeil som varierer over tid. Vegetasjonen er klart sonert.

Indre del av vannspeilet og en ca 2 m sone på land innenfor er sterkt dominert av vassreverumpe. I denne sonen inngår også åkermynte (*Mentha arvensis*) og mer sparsomt brønnkarse (*Rorippa palustris*). Nedenfor dette beltet av vassreverumpe er vannet fritt for vegetasjon. I søkk på vestsida, som danner forbindelse over til neste fordypning, vokser både kjempepiggnopp (*Sparganium erectum*) og stautpiggnopp (*S. emersum*). Dominerende moser i denne sonen er *Calliergon cordifolium* og *Philonotis fontana*, mens også *Pohlia*- og *Bryum*-arter er vanlige.

Trådsiv (*Juncus filiformis*) dominerer sterkt i stort sett i hele den åpne sonen ovenfor og fram til vierbeltet, men det er også i øvre del av dette som bleikfiol danner tett massevegetasjon, 6-7 m fra vannspeilet. Den vokser i et sammenhengende belte (med svært rik blomstring i første halvdel av juni) som en bue konsentrert om nordlige halvdel av dødisgropa, i en lengde av ca 75 m og bredde på 1-3 m. Dette er betinget av gunstig eksposisjon med hensyn til varmeinnstråling. På sørsida vokser den bare noen spredte steder, men den fins også som større og mindre felter i de to andre hovedfordypningene.

I nedre del av trådsivbeltet inngår flekkvise parti med sennegras (*Carex vesicaria*). Andre vanlige arter i sonen generelt er bl.a. krypsoleie (*Ranunculus repens*), myrmaure (*Galium palustre*), åkermynte, slåttestarr (*Carex nigra*) og engfiol (*Viola canina*), samt de to dominerende moseartene fra nederste sone.

Vierbeltet består av svartvier (*Salix myrsinifolia*) og i mindre grad lappvier (*S. lapponum*), ørevier (*S. aurita*), selje (*S. caprea*) og istervier (*S. pentandra*). Her inngår bl.a. gulldusk (*Lysimachia thysiflora*), skogstorkenebb (*Geranium sylvaticum*) og sølvbunke (*Deschampsia cespitosa*).

Midterste forsenkning som delvis er forbundet med den østre, er for tida uten åpent vannspeil. Rundt et sentralt, åpent parti med 8-10 m radius vokser også her et vierbelte dominert av svartvier. Trådsiv dominerer igjen det åpne partiet med sterkere konsentrasjon av krypsoleie mot bun-

nen. Gropa er mer influert av omliggende gammel kulturmark enn hovedgropa, med et større parti kveke (*Elymus repens*) som kommer ned fra sida, og spredt høymol (*Rumex longifolius*) over hele arealet.

I den minste og mer avgrensede gropa i sørvest (heller ikke åpent vannspeil) er det foruten trådsiv og krypsoleie også mye sumpmaure (*Galium uliginosum*). En renbestand av bleikfiol på 30 x 30 cm omkranset av brønnkarse og sennegras viser at forekomsten av arten foruten plassering langs en strengt økologisk definert gradient, også synes å kunne være styrt av mer tilfeldig etablering og konkurranse.

Hele området omkring er gammelt kulturlandskap med artsrike enger under gjengroing. Skogstorkenebb og sølvbunke er ofte dominerende, og det er også større arealer med rene kvekebestand. Innenfor kommer granskog med lågurtpreg særlig i kanten.

Totalt sett er artsrikdommen og den økologiske variasjonen meget stor. Som nøkkelbiotop har området nasjonal verdi. Sammen med Sandtjernet er Nordkulpen tidligere av Hongve & Løvstad (1991) vurdert å ha nasjonal verneverdi ut fra kvartærgeologiske kriterier. Den interessante floraen med bleikfiol-forekomstene som viktigst, styrker argumentet om at området burde underlegges vern etter Naturvernloven. Enhver type inngrep frarådes sterkt.

Hovifjellet nord - rik, eldre sumpgranskog (område 2)

Her finnes et nord (NV-NØ)-vendt skogparti som har vært mindre utsatt for hogstpåvirkning i nyere tid. Området utgjør et unntak i Hauersetermosan-feltet, som ellers er svært påvirket av moderne skogsdrift. Nevnte skog er eldre naturskog, som også preges av noe mer næringstilførsel enn øvrige områder. Dette sees på rikelige forekomster av gaukesyre (*Oxalis acetosella*), hvitveis (*Anemone nemorosa*) og fugletelg (*Gymnocarpium dryopteris*). Det er innslag av partier med naturlig bledning. Dødved forekommer imidlertid sparsomt.

I dette området finnes enkelte rikere bregneutforminger. Den fineste utformingen befinner seg helt øst i området, hvor en grunn dalende med frodig vegetasjon med dominans av strutsving (*Matteuccia struthiopteris*) starter rett i overkant av skogsbilvei. Denne rike sumpskogen vider seg ut og fortsetter på nedsida av veien hvor den også fortsetter et stykke videre utover områdeavgrensningen.

Andre vanlige til dominerende arter er turt (*Cicerbita alpina*), hengeving (*Phegopteris connectilis*), fugletelg, skogstjerneblom (*Stellaria nemorum*), saueteig (*Dryopteris carthusiana*), skogsnelle (*Equisetum sylvaticum*), gaukesyre og firblad (*Paris quadrifolia*). Strutseving opptrer bare lokalt. I tre- og busksjikt inngår foruten gran også gråor, mens vanligste mosearter i bunnsjiktet er *Rhizomnium punctatum*, *Plagiomnium affine*, *Brachythecium salebrosum*, *Plagiocilia asplenioides*, *Rhytidadelphus subpinnatus* og *Cirriphyllum piliferum*.

Lokaliteten utgjør et artsrikt og økologisk avvikende innslag i dette fattige skogsområdet og har lokal verdi som nøkkelbiotop.

Hovifjellet - svartorsumpskog (område 3)

Lokaliteten utgjør et markert nord-sørgående søkk, som har utgangspunkt i ombrotrof myr/furumyrskog i toppen av åskomplekset og som vider seg ut sørover til grensa for undersøkelsesområdet. Bekk renner gjennom søkket.

Størst botanisk interesse knytter seg til nedre, utvidete del, som er et velutviklet svartorsumpskogparti. Store svartortrær med «stylerøtter» danner markerte små forhøyninger med bregnedominert vegetasjon (hengeving (*Phegopteris connectilis*) og skogburkne (*Asplenium filix-femina*)), mens det lavere partiet omkring er svært artsrikt med sumpskogarter. Vanlige arter er bl.a. bekkeblom (*Caltha palustris*), maigull (*Chrysosplenium alternifolium*), sumphaukeskjegg (*Crepis paludosa*), hvitveis (*Anemone nemorosa*), gaukesyre (*Oxalis acetosella*) og myrfiol (*Viola palustris*). Bunnsjiktet er velutviklet med bl.a. *Calliargon cordifolium*, *Plagiomnium affine*, *Rhizomnium punctatum* og ulike *Sphagnum*-arter. Området er tydelig oversvømmet i deler av vekstsesongen.

I tresjiktet finnes også enkelte store graner, og grana dominerer i busksjiktet. Dagens utforming kan representere et tidligere suksesjonsstadium hvor grana er på vei til å bli vanligere også i tresjiktet. Eventuelt kan det dreie seg om en generell uttørring av området. Stor grad av grøfting generelt i området, inkludert Hovifjellet, kan ha gitt endringer i dreneringssystemene. I de øvre sjikt inngår også bjørk og rogn. Plantefelt av gran grenser til søkket på begge sider.

Både stående og liggende dødved, særlig av svartor, opptrer rikelig, og vanlige vednedbrytende sopparter er ørekjuka (*Inonotus radiatus*), røddrandkjuka (*Fomitopsis pinicola*) og skorpelærsopp (*Stereum rugosum*).

Øvre deler av søkket er trangere, og bare en smal, bekkenær sone skiller seg fra skogsvegetasjonen omkring, som er sterkt påvirket av tidligere flatehogst. Bekkesonen har til dels innslag av mer krevende arter, bl.a. høgstauder og sumpplanter. Vanlige er bekkeblom, skogørkvein (*Calamagrostis purpurea*), sumphaukeskjegg, gaukesyre, skogsnelle (*Equisetum sylvaticum*), hvitveis og mjødurt (*Filipendula ulmaria*). Her fantes også trollbær (*Actaea spicata*), firblad (*Paris quadrifolia*) og skogsvinerot (*Stachys sylvatica*). I bunnsjiktet dominerer *Plagiomnium affine*, *Rhizomnium punctatum*, *Calliargon cordifolium* og *Rhytidadelphus subpinnatus*.

På en stor gramlåg som ligger på tvers over bekken vokser piggbroddsopp (*Asterodon ferruginosus*), en art som indikerer at det her har vært kontinuerlig tilgang på død ved over lang tid.

Området er den eneste forekomsten av denne type rik og varmekjær vegetasjon i det ellers svært fattige og barskogsdominerte undersøkelsesområdet, og lokaliteten har klar lokal verdi som nøkkelbiotop. Skogbunnen er svært slitasjesvak pga høyt fuktighetsinnhold, og området bør skånes ved evt. framtidig militær aktivitet. Større trær av svartor er også registrert i søkk nordover fra nevnte ombrotrofe myr nær toppen av Hovifjellet, men dette knytter seg til et sumpskogparti som er sterkt grøftet, modifisert og tilvekst med gran.

4.4.2 Bergermoenalternativet

Verkensmosan Ø - rik kløftvegetasjon (område 4)

Kløfta rett øst for målområde for skytefelt på Verkensmosan er rik og botanisk interessant.

Øvre del er relativt flatbunnet, vest-østgående med stigning mot øst og skrånende mot relativt høye bergvegger på begge sider. Bunnen er delvis preget av høgstaudevegetasjon med dominans av tyrihjelms (*Aconitum septentrionale*), men først og fremst av snerprørkvein (*Calamagrostis arun-*

dinacea). Sidene mot bergveggene er preget av skredjord med mye hassel og noe lønn i tre- og busksjiktet, med krevende arter som trollbær (*Actaea spicata*), blåveis (*Hepatica nobilis*), firblad (*Paris quadrifolia*), skogfiol (*Viola riviniana*), markjordbær (*Fragaria vesca*), liljekonvall (*Convallaria majalis*) og teiebær (*Rubus saxatilis*) i skogbunnen.

Bergveggene er fuktige og har svært tett mosebevekning. Sørvendte berg har sterk dominans av *Hypnum cupressiforme*. For øvrig forekommer arter som *Tortula ruralis*, *Pohlia cruda*, *Homalothecium sericeum*, *Cratoneuron* sp. og *Tortella tortuosa*. Nordvendt berg har mer varierende dominansforhold, med *Plagiothecium denticulatum*, *Hypnum cupressiforme* og *Brachythecium salebrosum*. I mose på begge bergveggene vokser til dels rikelig med maurarve (*Moehringia trinervia*).

Søkket flater ut i en plukkhogstpreget slette på toppen med dominans av einstape (*Pteridium aquilinum*) og på sidene snerprørkvein.

Kløftas nedre del, atskilt av en tømmervei, har rett nedenfor denne et parti med mye hassel som går over i tett tresetting av gran i hogstklasse IV. Nederst flater det seg ut i ei vifte med frodig høgstaudevegetasjon med bl.a. tyrihjem, skogrørkvein (*Calamagrostis purpurea*), hengeaks (*Melica nutans*), blåveis, skogburkne (*Athyrium filix-femina*), hundekjeks (*Anthriscus sylvestris*) og mjødukt (*Filipendula ulmaria*). Her er også en 4 m høy svartor. Et lite sidesøkk i sør har sterk dominans av tyrihjem og skogburkne (samt skogstjerneblom (*Stellaria nemorum*), stornesle (*Urtica dioica*) og gaukesyre (*Oxalis acetosella*)). Det er god mosedekning med *Plagiomnium affine*, *Rhytidiadelphus subpinatus* og *Brachythecium salebrosum*.

Kløfta representerer en rest av en fuktig og høgstaudevegetasjonsutforming som tidligere har vært vanlig i skogsområdet, men som etter hvert er temmelig systematisk grøftet.

Området har høy lokal verdi som nøkkelbiotop. Det er tydelig at vegetasjonstypene tåler godt mer skånsomme hogstformer (vinterdrift eller frossen mark). Skogsmaskin synes å ha passert gjennom øvre del av kløfta og noe skog her er tatt ut. Skogen i sør har heller ikke blitt utglisnet så mye at bergveggene er blitt utsatt for uttørring. Skråningene med hassel bør imidlertid skånes, og området ikke flatehogges. Typen er spesielt sårbar overfor markslitasje pga høyt fuktighetsinnhold.

Kløfta inngår i et bredt parti mellom Verkensmosan, åker på gården Berger, E6 og Gardermobane med tunnelpåhugg som har klart mer krevende vegetasjon enn resten av Bergermoenfeltet. Skogen er også eldre med mer naturskogspreg. Grov gammelskog i et dypt og markert søkk rett i forlengelsen av Gardermobanen innenfor tunnelpåhugg har innslag av både lågurt-, småbregne- og storbregnegranskog samt rik sumpskog. Dette er et typisk brannrefugium av artsrik type (bl.a. dominans av skogburkne og skogstjerneblom og med firblad). Dessverre er skogen delvis grøftet og død ved fjernet.

Det er mye eldre skog dominert av hvitveis, gaukesyre og mye maiblom (*Maianthemum bifolium*) i området. Rike sumpskog og storbregneskoger er i stor grad grøftet. Lågurtgranskog og høgstaudegranskog tiltar mot åkeren i vest. Blåhegg (*Amelanchier spicata*) er funnet flere steder spredt rundt i granskogen, inkludert i ren blåbærgranskog

helt sør til lia mellom Stormosan og Høgmosan. Den må ha et kraftig spredningssenter i kulturlandskapet et sted i nærheten.

På et lite kolleparti rett nord for skogs-/gangvei som krysser E6 i bru er det ca et halvt dekar med kalkfuruskog. I felt-sjiktet her finnes arter som hengeaks, tveskjeggveronika (*Veronica chamaedrys*), legeveronika (*V. officinalis*), skogkløver (*Trifolium medium*), skogmarimjelle (*Melampyrum sylvaticum*), hvitveis (*Anemone nemorosa*), einstape og sauesvingel (*Festuca ovina*).

Ved eventuelt valg av dette som militært øvingsfelt bør aktiviteten være mindre intens i denne delen av feltet enn på det øvrige areal.

Sessvolltjernet S - elvesump (område 5)

Elvestrekningen med tilhørende sumppartier mellom skogsbilvei (Bergerlinna) sør for Sessvolltjern og riksvei 176 (Sessvollveien) har interessant og avvikende vegetasjon for området.

Det stilleflytende vannspeilet i elva har en delvis tett bevekning av myrkongle (*Calla palustris*). Dominerende er også guldusk (*Lysimachia thyrsiflora*), skogrørkvein (*Calamagrostis purpurea*), elvesnelle (*Equisetum sylvaticum*) og flaskestarr (*Carex rostrata*). Det forholdsvis smale beltet, som ligger mellom to større åkerområder, er et typisk kulturlandskap med preg av sumpig hagemarkskog. Lavlandsbjørk dominerer tresjiktet. I busksjiktet inngår selje (*Salix caprea*), gråselje (*Salix cinerea*) og trollhegg (*Frangula alnus*). Vanlig i sumpområdet er også myrhatt (*Potentilla palustris*), myrfiol (*Viola palustris*), myrmaure (*Galium palustre*), sølvbunke (*Deschampsia cespitosa*), trådsiv (*Juncus filiformis*), vasslirekne (*Persicaria amphibia*), mjølkerot (*Peucedanum palustre*) og tuer av stolpestarr (*Carex nigra* ssp. *juncella*). I tettere kratt mot utkantene av området forekommer også mange skogsarter.

Et rent myrparti på vestsida har fattigmyrsvegetasjon med bl.a. flaskestarr, slåttestarr (*Carex nigra* ssp. *nigra*), kvitlyng (*Andromeda polifolia*), tranebær (*Vaccinium oxycoccus*) og lappvier (*Salix lapponum*).

Området har lokal verdi som nøkkelbiotop og bør ikke utsettes for slitasje. Også Sessvolltjernet i nord er et lite berørt og velutviklet naturområde med vann og fattige myrtyper.

4.5 Konsekvenser av inngrep

De to alternative forslagene til nytt øvingsområde er ut fra en botanisk og vegetasjonsmessig vurdering svært like, både når det gjelder generell utforming og variasjon, påvirkningsgrad, sårbarhet og verneverdi.

Uansett hvilket alternativ som velges, må den negative effekten av øvingsvirksomhet på vegetasjon og flora vurderes som liten, og det er bare små konflikter knyttet til forholdet mellom øvingsvirksomhet og botaniske vernehensyn. Dette er under forutsetning av at det ikke igangsettes øvingsvirksomhet innen de foreslåtte verneområdene, og at det tas behørig hensyn til å skåne de områdene som er pekt ut som meget sårbare. Også områder som er noe eller middels sårbare bør benyttes på en mer forsiktig måte enn det øvrige arealet.

4.6 Litteratur

Brandrud, T. E. 1995. Vannvegetasjonen i verneverdige grytehullsjøer på Romerike. - NIVA-rapp. 3182: 1-25.

Direktoratet for Naturforvaltning. 1992. Truete arter i Norge. Norwegian Red List. - DN-Rapport 1992-6:1-89.

Elven, R. & Hveem, B. 1986. Øvre Glåma. Botaniske verdier og konsekvenser av planlagt utbygging. - Vassdragsforsk Rapp. 92: 1-98.

Erikstad, L. & Halvorsen, G. 1992. Områder med nasjonal og internasjonal naturverdi ved Hauer setertrinet, Akershus fylke. - NINA Oppdragsmelding 136: 1-28.

Fremstad, E. & Elven, R (red.) 1991. Enheter for vegetasjonskartlegging i Norge. - NINA utredning 28.

Hongve, D. & Løvstad, Ø. 1991. Verneverdige innsjøer i Gardermoområdet. - Limnoconsult, upubl. rapport.

Korsmo, H. & Svalastog, D. 1993. Inventering av verneverdig barskog i Akershus og Oslo. - NINA Oppdragsmelding 227: 1-128.

Lid, J. & Lid, D.T. 1994. Norsk flora. 6. Utg.- Det Norske Samlaget.

Nordisk Ministerråd. 1984. Naturgeografisk regioninndeling av Norden. - Stockholm.

Røren, V. 1991. *Viola persicifolia* og grad av hybridisering med nærstående arter i Norge. - Hovedfagsoppg., Univ. Oslo,

5 Fugler og mindre pattedyr

Dag Svalastog & Erik Framstad (NINA)

5.1 Innledning

I henhold til Plan- og bygningslovens bestemmelser skal konsekvenser for miljø, naturressurser og samfunn utredes ved større naturinngrep (Md 1990). Dette omfatter også undersøkelser av og vurdering av konsekvenser for dyrelivet. Det vil i denne sammenhengen være viktig å få dokumentert hvilke arter som finnes i området før et eventuelt inngrep for å kunne vurdere hvilke konsekvenser inngrepet ev. vil få.

Internasjonalt har Norge forpliktet seg til å følge konvensjonen om bevaring av biologisk mangfold (Glowka et al. 1994) som også forutsetter at ulike menneskelige påvirkninger og trusler for flora, fauna og økosystemer skal utredes og tilstrekkelige avbøtende tiltak iverksettes.

Generelt vil både anleggs- og driftsfasen føre til ulike former for forstyrrelser og til direkte inngrep (særlig i anleggsfasen). Enkelte arter vil være mer sårbare overfor slike effekter enn andre. Dette kan påvirke både artssammensetning, antall og individtetthet av artene i områdene. Faunaen vil også kunne påvirkes indirekte gjennom forandringer i vegetasjonen og andre egenskaper ved biotopene. Arter hvis hekkeplasser eller leveområder blir direkte berørt, eller arter som er spesielt følsomme for forstyrrelser, vil kunne trekke bort fra området og ev. bli erstattet av andre mer tolerante arter.

Fragmentering av biotoper som følge av tiltakene kan gi et lavere artsmangfold eller en annen artssammensetning i området etter utbygging. På grunn av betydelig usikkerhet om slike effekter i hvert enkelt område vil det ofte være nyttig med oppfølgende undersøkelser etter at en eventuell utbygging har funnet sted.

I forbindelse med Forsvarets relokalisering av øvingsvirksomheten på Gardermoen (jf kap. 1) skal konsekvensene for dyrelivet utredes. For de to alternative områdene ved Hauer seter og Bergermoen beskrives her dagens hovedtrekk og potensielle konsekvenser for fugler og pattedyr (utenom elg (*Alces alces*) som behandles i en egen rapport; for amfibier se kap. 6).

Forstyrrelser i forbindelse med øvingsvirksomheten vil trolig være den viktigste påvirkningsfaktoren på faunaen. Fysiske inngrep i dyrenes leveområder og slitasje på vegetasjonen kan også ha en viss betydning. Forurensning vil derimot neppe være av noen betydning.

Delutredningen skal klarlegge virkningene av tiltaket på dyrelivet i de alternative områdene ved Hauer seter og Bergermoen ved

- å undersøke artssammensetning og fordeling av hekkende spurvefugl
- å klarlegge viktige områder for jaktbare og truede/sårbare fuglearter som skogsfugl, rovfugl, ugler og hakkespetter
- å klarlegge viktige aktivitetsområder for rådyr (*Capreolus capreolus*)
- generelt å registrere viktige nøkkelområder for fugl og pattedyr og i den sammenhengen belyse ev. fragmenteringseffekter for biologisk mangfold

5.2 Materiale og metoder

5.2.1 Områdebeskrivelse

Både Hauer seter- og Bergermoenområdet preges i hovedsak av en topografi som er typisk for Romeriksslettene, dvs et ensartet, flatt slettelandskap (jf kap. 1). En del landskapsstrukturer bidrar til å gi områdene større variasjon i biotoper som kan være viktige for faunaen. Typisk for landskapet er innslagene av dødisgrøper der enkelte av de største er vannfylte, og disse utgjør de begrensede ferskvannsarealene i områdene.

I begge områder forekommer enkelte relativt store nedbørsmyrer (Stormosan og Høgmosan i Bergermoenområdet, Hauer setermosan i Hauer seterområdet), som riktig nok er sterkt endret ved grøfting. Hovifjellet ved Hauer seter er en nord-sydgående, grunnlendt åsrygg som avviker fra slettelandskapet. Nordligst i Bergermoenområdet, opp mot E6, er det også slake åsrygger.

Begge områdene har et ensartet skogbilde dominert av fattige og middels rike skogtyper som bærlyngfuruskog, barblandingskog og blåbærgranskog. Bergermoenområdet har en større andel av de fattigste typene. I åspartiene er skogbildet mer variert, og her finnes også innslag av rikere skogtyper som lågurtgranskog samt storbregne og høgstaudegranskog. Her finnes også innskutte partier med rik sumpskog.

I den søndre delen av Hauer seterområdet er løsmassene forholdsvis lite permeable, og følgelig er det her relativt mye forsumpet skogsmark. Rikere skogtyper og sumpskog vil generelt være viktige skogtyper for dyrelivet.

Skogen i de to områdene er preget av temmelig intensiv skogsdrift med store hogstflater og relativt store arealer med tett ungskog (H.kl. II-III). Mens dette må sies å gjelde for hele Bergermoenområdet, er de søndre delene av Hauer seterområdet som ligger i Ullensaker allmenning, dvs store deler av Hovifjellet og flatene vest og nordvest for Hauer setermosan, noe mer preget av småskalaskogbruk. Dette gir et mer variert skogbilde. Variasjon i skogstrukturen og spesielt høy andel løvskog og gammelskog vil generelt være gunstig for dyrelivet.

5.2.2 Innsamling av opplysninger og observasjonsmateriale

Tilgjengelig informasjon

I delutredningen på fauna har vi i stor grad basert oss på tilgjengelig informasjon fra lokale kilder som fylkesmannens miljøvernavdeling, lokale viltmyndigheter, lokale jegerforeninger og lokalforeningen til Norsk ornitologisk forening. Disse ble kontaktet tidlig i arbeidet for bl.a. å få et så godt grunnlag for supplerende feltarbeid som mulig. Vi har også fått nyttig informasjon ved å kontakte spesielt lokalkjente personer som er bosatt i nærheten av de aktuelle områdene. Opplysningene fra våre informanter har vi dels fått muntlig gjennom intervjuer og dels i form av tilsendte viltkart o.l. hvor viktige biotoper og aktivitetsområder er kartfestet. For Bergermoenområdet har vi også hatt støtte i Geofuturums delutredning på dyreliv i konsekvensutredningen i forbindelse med Gardermobanens parsell Gardermoen N. - Råholt (Geofuturum 1994).

Fugletakseringer

For å få en god oversikt over hele fuglefaunaen i et større område vil det generelt være nødvendig med ulike typer takseringer og undersøkelser. For arter med lav tetthet, uregelmessig opptreden, store leveområder eller atferd som gir liten eksponering og oppdagbarhet, vil kortvarige, standardiserte takseringer ikke gi et tilfredsstillende observasjonsmateriale. For slike arter må ofte gjentatte, spesialtilpassete undersøkelser over flere år, på ulike tider av året, eller takseringer over store arealer være nødvendig. Dette gjelder de fleste taksonomiske grupper av fugl utenom spurvefugler. I denne undersøkelsen har det ikke vært mulig å foreta så omfattende systematiske undersøkelser som kreves for mange av disse artene. I stor grad må derfor informasjon om denne delen av fuglefaunaen baseres på tilgjengelig informasjon fra andre kilder (jf over). Våre takseringer har imidlertid også gitt en del informasjon om andre fuglearter enn spurvefugl, men disse er nok både noe tilfældige og mangelfulle. Noen supplerende undersøkelser av fuglefaunaen er imidlertid foretatt (se nedenfor).

For spurvefugler har en rekke ulike takseringsmetoder vært benyttet i forskjellige undersøkelser, bl.a. revirkartering, linjetaksering og punkt-taksering, de siste med og uten avstandsbedømmelse til observasjonene (jf Bibby et al. 1992). Revirkarteringsmetoden er antatt å gi de mest holdbare resultatene, men denne metoden krever taksering av artenes territorielle atferd i flere omganger i hvert område og vil være for ressurskrevende her. Linjetakseringer og punkt-takseringer har flere likhetstrekk og er begge svært ressurseffektive. Punkt-takseringer har imidlertid den fordelen at en forholdsvis lett kan knytte observasjonene til et gitt observasjonspunkt og dermed i større grad kan sikre at observasjonene er uavhengige av hverandre. Ulike typer punkt-takseringsmetoder er mye brukt i norske inventeringer av spurvefuglefaunaen i forbindelse med verneplanarbeid eller konsekvensutredninger. Metoden er også valgt som standard metode for registrering av spurvefugl i Direktoratet for naturforvaltning sitt program for terrestrisk naturovervåking (TOV) (jf Kålås et al. 1991). Vi har her benyttet en punkt-takseringsmetode som ligger svært nær den som benyttes i TOV.

For å få en oversikt over spesielt hekkende spurvefugl er det gjennomført punkt-takseringer i utvalgte deler av de aktuelle områdene etter følgende prosedyre. Punktene er lagt ut i forband som dekker de viktigste hovedtypene av skog og terreng. Hvert punkt er merket med bånd i terrenget og er kartfestet på ØK 1:10000. Det ble lagt ut 28 punkter langs linjer i nord-syd og øst-vest retning i hvert av de to områdene. Linjene er brutt opp noe forskjellig for å fange opp variasjonen i de forskjellige deler av områdene. I Hauerseierområdet ble det lagt ut to takseringslinjer i den søndre del av området med 6 punkter langs Hovifjellet og 8 punkter i det flate lendet vest-nordvest for Hauerseiermoen. I den nordre delen ble det lagt ut to linjer fordelt med 8 punkter nord for Majorseier og 6 punkter vest for Majorseier. I Bergermoenområdet ble det taksert langs to linjer, en i østre og en i vestre del av området, fordelt med 14 punkter langs hver av linjene.

For å sikre en rimelig grad av uavhengighet mellom observasjonene er avstanden mellom hvert punkt minst 250 m. Takseringene ble foretatt i to omganger i hhv begynnelsen av mai og begynnelsen av juni for å dekke artenes ulike grad av eksponering gjennom hekkesesongen. Takseringene startet ved soloppgang og foregikk fram til aktiviteten begynte å synke merkbart tidlig på formiddagen (ca 0900). Observasjonsperioden på hvert punkt var på 5 min. Alle

identifiserbare observasjoner av fugler og deres sang eller lyder ble registrert. Observasjonene ble ført på eget skjema med angivelse av lokalitet, klokkeslett, stasjon, art, kjønn (hvis mulig), atferd (sang, territoriehevdning, varsel, overflyving etc.), samt anslag for om observasjonen lå mer enn 100 m fra observasjonspunktet. Samtlige takseringer ble utført av én person (DS) for bl.a. å unngå personspesifikke forskjeller i observasjonsevner.

Værforholdene under hele takseringsperioden våren og forsommeren 1996 var ugunstige for fugleobservasjoner, med uvanlig lave temperaturer og til dels mye nedbør. Dette nedsetter i høy grad fuglenes eksponering i form av sangaktivitet o.l. De ugunstige værforholdene kan også ha resultert i at en del arter av trekkfugler kan ha forekommet i lavere antall enn normalt. Alt i alt kan dette ha resultert i en viss underestimerting av fuglefaunaen i de aktuelle områdene. For sammenligning av de to områdene innbyrdes har dette trolig liten betydning.

Observasjoner av fugler (og annen fauna) utenom punkt-takseringene ble også notert. Dette observasjonsmaterialet gir en oversikt over artssammensetningen i de aktuelle områdene og ev. ulikheter i artsforekomster og artsrikhet mellom forskjellige delområder. I tillegg til punkt-takseringene ble utvalgte nøkkelbiotoper som tjern og våtmarker, skogholt med løvskog eller gammelskog, og andre antatt viktige områder for faunaen, oppsøkt for å foreta kvalitative registreringer av fugler, pattedyr og ev. sportegn. Oppgitte hekkebiotoper for rovfugl ble også oppsøkt og kontrollert, og det samme gjaldt spillplasser for skogsfugl.

Eksisterende data og sammenfattede data på grunnlag av feltregistreringene er kartfestet så langt det er hensiktsmessig. Dette er så lagt til grunn ved vurdering av de ulike inngrepenes betydning for faunaen.

5.3 Faunaen i undersøkelsesområdet

5.3.1 Fugler

Observasjoner av fuglefaunaen er sammenstilt i forhold til registreringenes avstand fra og forhold til takseringspunktene (jf **vedlegg 5.1**). Observasjoner som ble anslått til å ligge innenfor en radius av 100 m fra takseringspunktet, antas å ha en klar tilhørighet til det lokale området rundt punktet, f.eks. ved at de hekker i nærheten. Observasjoner anslått til å ligge lenger unna enn 100 m fra takseringspunktet, antas å ha en tilknytning til det lokale området som dekkes av den enkelte takseringslinja. Til denne gruppen hører hovedsakelig arter som opptre relativt fåtallig, som har store territorier, og som gjerne har vidtlydende sang eller annen territoriell atferd som lett oppdages. I tillegg er det foretatt en del «andre observasjoner» som har ulik tilknytning til det lokale området. Dette er arter som enten ble registrert som henholdsvis «streifere», eller som ble observert i det de fløy over området, samt arter som enten ble notert underveis mellom takseringspunktene eller som ble tilfeldig registrert under annet feltarbeid i området. I en egen kategori kommer dertil de artene som ble registrert ved å oppsøke spesielle biotoper som f.eks. tjern, myrer o.l. Noen av disse observasjonene gjelder arter som bare er på vei gjennom området under trekk (f.eks. heipiplerke *Anthus pratensis*), og disse bidrar ikke til å beskrive noen reell forskjell mellom områdene. De fleste av disse «andre observasjonene» kan

imidlertid anses å karakterisere fuglefaunaen i de respektive områdene.

Hauerseterområdet

Under takseringene i Hauerseterområdet i mai og juni ble det registrert 24 arter innenfor en radius på 100 m fra takseringspunktet, fordelt på 21 spurvefugler, 2 duefugler og 1 hakkespetteart. Inkluderer arter som ble anslått til å befinne seg over 100 m fra takseringspunktet, kommer artsantallet opp i 33 arter. Til denne kategorien hører f.eks. duetrost (*Turdus viscivorus*), svartspett (*Dryocopus martius*), grønnspett (*Picus viridis*), gjøk (*Cuculus canorus*) og sanglerke (*Alauda arvensis*). Sistnevnte har tilhørighet til åpen kulturmark og ble observert over åkermark ved Majorseter. Regnes også «andre observasjoner» med, kommer det til ytterligere 13 arter, bl.a. 2 arter av andefugl. Det totale antallet registrerte arter innen Hauerseterområdet kommer dermed opp i 46, fordelt på 32 spurvefuglarter, 3 hakkespettearter, 2 duefugler, 3 vaderarter, 2 hønsefugler, 2 andefugler, 1 falkeart og dessuten gjøk. I tillegg er det opplyst at hønsehauk (*Accipiter gentilis*) har fast tilhold og hekker i området, og at det også hekker musvåk (*Buteo buteo*), fortrinnsvis i smågnagerår. I tillegg hekker den sjeldne lerkéfalken (*Falco subbuteo*) jevnlig i området. Den ble observert hekkende så sent som i 1995 (Albert Sexe pers. medd.), men ble ikke observert ved hekkeplassen i år.

Det er et fåtall spurvefuglarter som dominerer bildet, der bokfink (*Fringilla coelebs*) og løvsanger (*Phylloscopus trochilus*) er de klart vanligste artene med en dominansverdi på henholdsvis 19,8 % og 10,6 % av observasjonene. Gulspurv (*Emberiza citrinella*) og jernspurv (*Prunella modularis*) opptrer også meget hyppig med dominansverdier på henholdsvis 7,0 % og 6,3 %. Disse to artene er typiske for de yngste skogfasene, og deres hyppighet avspeiler den relativt høye andelen av hogstflater og ungskog i området. Andre relativt vanlige arter (dominans i %) var fuglekonge (*Regulus regulus*) (4,9 %), granmeis (*Parus montanus*) (4,1 %), rødvingetrost (*Turdus iliacus*) (4,1 %) og måltrost (*T. philomelos*) (3,4 %). Sistnevnte, som er en meget vanlig barskogsart, var likevel mindre hyppig enn hva en kunne vente. Med unntak av den allestedsnærværende løvsangeren var det også få observasjoner av sangere. Dette er derimot ikke overraskende i et typisk fattig barskogsområde som dette. Tvert i mot må f.eks. tilstedeværelse av møller (*Sylvia curruca*) sies å være litt uventet.

Tre arter, henholdsvis grønnsisik (*Carduelis spinus*) (2,9 %), korsnebb (gran- og/eller furukorsnebb, *Loxia* sp.; 2,7 %), og heipiplerke (2,7 %) ble registrert relativt hyppig som streifere, hvorav de to førstnevnte etter all sannsynlighet hekker i området. Heipiplerke er en typisk fjellfugl som bare hadde tilhold i området under trekket i en periode med spesielt ugunstige værforhold. Ravn (*Corvus corax*) ble registrert i det den fløy over området.

Av hakkespettehekker både flaggspett (*Dendrocopos major*) og svartspett med stor sannsynlighet i området mens grønnspettas hekkestatus er mer usikker.

Blant duene ble ringdua (*Columba palumbus*) som forventet observert relativt hyppig (2,5 % av observasjonene). Den relativt sjeldne skogdua (*C. oenas*) ble observert hekkende i den nordre delen av området. Arten er huleruger, og dens tilstedeværelse var her betinget av et gammelt svartspett-hull i et stort furufrøtre.

Med unntak av spillende orrfugl (*Lyrurus tetrax*), blir hønsefuglartene vanligvis ikke registrert under denne typen fug-

letakseringer. Under arbeidet med vegetasjonskartleggingen ble derimot jerpe (*Tetrastes bonasia*) støkt relativt ofte i Hovifjellet. Innslagene med sumpskogspartier i veksling med tette granholt og et ellers vekslende skogbilde gjør dette området til en viktig jerpelokalitet. På Hauersetermosan er det spillplass for orrfugl, men denne var ikke aktiv i 1996, trolig fordi orrfuglbestanden for tiden er nede i en bølgedal. Det er også en gammel spillplass for storfugl (*Tetrao urogallus*) i Hovifjellet, men denne har ikke vært aktiv på lenge, og storfugl forekommer i dag trolig bare tilfeldig i området.

Den eneste rovfuglarten som ble registrert var tårnfalk (*Falco tinnunculus*). Denne er oppgitt som jevnlig hekkende i den søndre delen av området. Ellers hekker hønsehauk, musvåk og lerkéfalk jevnlig i Hauerseterområdet.

Foruten rugde (*Scolopax rusticola*), er skogsnipe (*Tringa erythropus*) og strandsnipe (*Tringa hypoleucos*) de eneste registrerte vaderartene. Sistnevnte ble sett ved Sandtjern hvor det også ble sett andefugler som krikkand (*Anas crecca*) og kvinand (*Bucephala clangula*).

Den søndre delen av Hauerseterområdet skiller seg fra den nordre ved en noe rikere fuglefauna både mht artsantall og antall observasjoner. Dette kommer til uttrykk i **vedlegg 5.2** som antall arter pr takseringspunkt og antall observasjoner pr takseringspunkt. Vi ser at antall arter pr punkt for takseringene fra den sørlige delen er 11,7 (hhv 13,0 for Hovifjellet og 10,6 for området V og NV for Hauersetermosan), mens tilsvarende tall fra den nordlige delen er 9,9 (hhv 9,1 og 11,0 for områdene N og V for Majorseter). Også 19,3 observasjoner pr punkt (hhv 21,0 for Hovifjellet og 18,0 for V og NV for Hauersetermosan) er noe høyere enn for den nordre delen (hhv 16,8 N for Majorseter og 17,3 V for Majorseter). Spesielt Hovifjellet peker seg ut med en forholdsvis rikere fuglefauna. Dette avspeiler det mer varierte skogbildet med innslag også av rikere skogtyper.

Bergermoenområdet

Ved takseringene i mai og juni i Bergermoenområdet (**vedlegg 5.1**) ble det registrert 23 arter innenfor radius 100 m fra takseringspunktet. I tillegg kommer 3 arter som ble anslått til å befinne seg mer enn 100 m fra takseringspunktet, nemlig duetrost, hagesanger (*Sylvia borin*) og rødstjert (*Phoenicurus phoenicurus*). De 26 artene fordelte seg her med 23 spurvefuglarter, 1 dueart, 1 hakkespetteart og 1 vaderart. Medregnet «andre observasjoner» ble det totalt registrert 40 arter, fordelt på 29 spurvefuglarter, 1 dueart, 2 hakkespettearter, 2 vadere, 2 hønsefuglarter, 3 andefugler og 1 rovfuglart. Av disse må 3 regnes som tilfeldig overfløyne arter (hettemåke *Larus ridibundus*, kaie *Corvus monedula*, tårnseiler *Apus apus*), og en art ble registrert under trekk (heipiplerke). Sanglerke er tilknyttet kulturmark og ble da også registrert utenfor det aktuelle området.

Blant spurvefuglene var bokfink og løvsanger også her de klart dominerende artene, med dominansverdier på henholdsvis 23,3 % og 10,8 %. Andre vanlige arter var rødstrupe (*Erithacus rubecula*) (6,2 %), grønnsisik (5,5 %), fuglekonge (4,8 %), korsnebb (ubest. art; 4,6 %), og svarttrost (*Turdus merula*) (4,2 %). Som uttrykk for en noe mindre andel åpne hogstflater og ungskog opptrer gulspurv (3,7 %) og jernspurv (3,7 %) her mindre vanlig enn ved Hauerseter. Med unntak av skjære (*Pica pica*) og kaie, som er tilnyttet bebyggelse og kulturmark, er rødstjert den eneste av spurvefuglene som bare ble registrert i Bergermoenområdet. Møller, spetteis (*Sitta europea*), gjerdsmett (*Troglodytes*

trogodytes) og trekryper (*Certhia familiaris*) ble derimot ikke registrert her.

Flaggspett er den eneste *hakkespettearten* som ble observert, men det ble sett spor tegn også etter svartspett (spettehull i granstammer).

Blant *duene* ble ringdue (4,4 %) hyppig observert.

Av *hønsefuglartene* ble orrfugl og jerpe registrert i Bergermoenområdet. På Stormosan var det en relativt stor orreleik (ca 15 fugl). Jerpe ble påtruffet bare en gang, og det er mindre av egnede biotoper for denne arten i dette området. Like øst og nordvest for Stormosan er det likevel stedvis enkelte fine jerpebiotoper. I området finnes en gammel tiurleik som ikke lenger er aktiv, og storfugl forekommer i dag trolig bare sporadisk.

Som eneste *rovfuglart* ble hønsehauk registrert hekkende i søndre del av området. Nord for Rv 176 ble det også funnet et hønsehaukreir som ikke var bebodd. Musvåk og tårnfalk er oppgitt å hekke i området år om annet.

Av *vadere* er det registrert rugde, skogsnipe og strandsnipe. Sistnevnte ble sett ved Aurtjern, og skogsnipe ble sett spredt i området, som regel i nærheten av småmyrer.

Ender. I Aurtjern og et mindre tjern nord for dette ble det sett toppandkull (*Aythya fuligula*). I Aurtjern er dessuten stokkand (*Anas platyrhynchos*) og kvinand observert.

Generelt er fuglefaunaen i dette området noe fattigere enn i Hauer seterområdet, og det ble også her funnet relativt betydelige forskjeller spesielt hva angår tetthet mellom de takserte deler av Bergermoenområdet (vedlegg 5.2). Den vestre delen av området virket påfallende fattig på fugl. Dette kommer klart til uttrykk i antall observasjoner pr takseringspunkt som var 10,9 i den østre delen og bare 7,1 i den vestre. Hovedårsaken til det fattige fuglelivet i vestre del er trolig den meget sterke hogstpåvirkningen i nesten hele denne delen av området, med henholdsvis store åpne hogstflater og utstrakt bruk av såkalte lukkede hogster, kombinert med markberedning. Dette resulterer (i alle fall midlertidig) i en åpen og ensjiktet skogstruktur med få og dårlige biotoper for fugl.

Diskusjon

Begge de aktuelle områdene er forholdsvis ensartete og stort sett lite varierte mht vegetasjons- og skogtyper, og de er for en stor del preget av intensiv skogsdrift. Ut fra dette kan en forvente en forholdsvis triviell fauna, noe også våre undersøkelser bekrefter. Antall registrerte fuglearter, henholdsvis 46 ved Hauer seter og 41 ved Bergermoen, er likevel ikke spesielt lavt. Mange av artene er imidlertid svært sparsomt representert, flere bare en eller et fåtall ganger. Dette illustreres ved svært lav dominansverdi for mange av artene. Hele 25 (54 %) av artene i Hauer seter har f.eks. verdier under 1 %, og ytterligere 12 (26 %) hadde verdier lavere enn 3 %. Tilsvarende var 22 (54 %) av artene ved Bergermoen representert med dominansverdier lavere enn 1 % og ytterligere 6 arter hadde verdier lavere enn 3 %. Det er m.a.o. et fåtall arter som dominerer bildet, med bokfink og løvsanger som de klart mest dominerende artene med dominansverdier i begge områdene sett under ett på henholdsvis 21,3 % og 10,7 %. Blant de hyppigst registrerte artene er også rødstrupe, gulspurv og jernspurv. Selv om de skyr helt åpne hogstflater er bokfink, løvsanger og rødstrupe nærmest allestedsnærværende, mens gulspurv og jernspurv først og fremst opptrer henholdsvis ved hogstfla-

ter og i ungsog. Av arter som først og fremst påtreffes i gammelskog, er bl.a. måltrost og de fleste av meisene. Den innbyrdes fordelingen og dominans artene i mellom avspeiler på denne måten skogens sammensetning mht aldersstruktur og treslagsfordeling. Disse resultatene er ikke vesentlig forskjellige fra de en kan observere ved lignende takseringer i f.eks. overvåkingsområdene til Direktoratet for naturforvaltning (se f.eks. Kålås et al. 1995).

En må regne med at det ugunstige været gjennom hele takseringsperioden har påvirket resultatene en del, bl.a. ved at sangaktiviteten under slike forhold generelt er lav. Fordi fuglene også bruker lenger tid til næringsøk, er sangperiodene forholdsvis korte. Dette kan ha ført til en viss underestimerting av fuglelivet i områdene. En kan heller ikke utelukke at noen av trekkfuglartene kan ha forekommet i noe lavere antall enn normalt siden trekket under det langvarige kaldluftsfremstøtet tydeligvis stoppet helt opp i en lang periode. Det kan derfor tenkes at en del fugl har etablert seg lenger sør enn normalt. Sammenligner en takseringsresultatene i mai og juni (vedlegg 5.3), vises foruten forventede forskjeller som at f.eks. meiseartene er best representert i mai, også en del forskjeller som skyldes de spesielle værforholdene. Et eksempel er heipiplerke. Normalt trekker den på bred front gjennom lavlandsområdene på vei mot høyfjellstraktene i løpet av forholdsvis kort tid. I år oppholdt den seg derimot i lengere tid i lavlandet, noe som klart framgår av takstresultatene. Forskjellene i antallet registrerte løvsangere i mai og juni har trolig også sin forklaring i værforholdene i det trekket skjedde i to puljer med forholdsvis langt mellomrom. Den første puljen ankom relativt tidlig i forbindelse med et kortvarig varmluftsfremstøt (månedskiftet april/mai) mens hovedtyngden ankom omkring midten av mai.

For sammenligning av fuglefaunaen i de to områdene spiller disse forholdene antagelig liten rolle. De forskjellene mellom artene som er påvist, har i hovedsak sin forklaring i forskjeller i områdenes skogtyper mht variasjon og rikhet, samt visse forskjeller i skogbruksmetodene.

Det ble ikke registrert noen sjeldne eller sårbare arter av spurvefugl eller hakkespetter i områdene. Derimot ble den forholdsvis sjeldne skogdua observert hekkende i den nordre delen av Hauer seterområdet. Arten har gått kraftig tilbake i vårt århundre, og årsaken regner en med er mangel på egnede hekkeplasser i form av hule trær som følge av moderne skogbruksmetoder.

Lerkefalken er en av våre mest sjeldne rovfugler og er angitt som sjelden på Direktoratet for naturforvaltnings liste over truede og sårbare arter (DN 1992). Hønsehauk er også oppført på samme liste (angitt som usikker). Arten har trolig gått en del tilbake de siste årtier, men er vidt utbredt og er fremdeles forholdsvis tallrik.

5.3.2 Rådyr

Bestandene av rådyr (*Capreolus capreolus*) her i landet befinner seg på et historisk høyt nivå etter en langvarig og vedvarende oppgangsperiode (Østbye & Bjørnson 1990). I de aktuelle områdene har det ikke vært gjennomført noen systematiske undersøkelser av rådyrbestanden, men beliggenheten innenfor Østlandets lavereliggende distrikter tilsier en fra middels til tett rådyrbestand.

Ut fra hva en vet om rådyrenes beitevaner og krav til leveområde, vil en optimal sommerbiotop være preget av frodig mark med mye urter og et velutviklet busksjikt, helst kombi-

nert med en variert topografi. I den tiden kalvene kommer til verden i mai/juni velger f.eks. råen helst et sted som gir både godt skjul og samtidig god oversikt.

Rådyrene er kresne i sitt valg av beiteplanter, og i de beste rådyrmarkene beiter dyrene på et stort antall arter av urter og busker. En undersøkelse over næringsvalg hos rådyr i Ås i Akershus viste at de viktigste beiteplantene her var mjørdurt, krypsoleie, hvitveis, enghumleblom og marimjelle (Selås et al. 1991). Av disse plantene ble hvitveis mye beitet om våren, mens mjørdurt blir beitet hele sommeren. På fattigere mark er artsutvalget av beiteplanter mindre, og spesielt geitrams er her en nøkkelplante som blir beitet i store mengder. I innlandsbarkskog på fattig mark i Sverige utgjorde geitrams nesten 60 % av føden i juli (Cederlund et al. 1980).

Rådyrbukkene hevder revir som en del av sin brunstatterfød hele sommeren gjennom, med den mest intense perioden i mai/juni. Territoriene er minst og rådyrbestanden dermed tette i de frodigste områdene. Etter det en vet om territoriestørrelsen, kan den svinge fra 300 til 1000 daa.

I de aktuelle områdene på Romerike vil en ut fra dette finne de beste sommerbiotopene for rådyr i litt kupert terreng med vekslende vegetasjon med en del innslag av rikere vegetasjonstyper som lågurtgranskog, storbregne- og høgstaudegranskog, og forskjellige utforminger av sumpskog og småmyrer. Også kantskog mot dyrket mark er ofte gode rådyrbiotoper. For Hauer seterområdet peker spesielt vesthellingene av Hovifjellet seg ut som et gunstig sommerbeiteområde for rådyr. Det er vanskelig å peke ut spesielle deler av dette området da et områdes egnethet som viltbiotop vil variere en del over tid avhengig av skogbehandlingen.

Også skogpartier langs utkantene av dyrket mark nær Majorseter er gode rådyrområder, spesielt et parti sør for dyrkingsarealene sør for Majorseter. Nord for Sand finnes et område med mye dødisgrøper som gir et småkupert terrenngrelieff med et variert skogbilde som også er et godt rådyrområde.

For Bergermoenområdet vil det nordre hjørnet med området rundt Verkenmosan og det kupert område videre sørøstover mot Høgmosan ha gode forhold for rådyr. Kantskogen rundt dyrket mark i nord og bekkedalene med mye underskog som munner ut mot jordene, bidrar også til å gjøre denne delen av området velegnet for rådyr. Det samme gjelder et parti nordover fra Nordmoen hvor det er småkupert terreng med vekselvis sumpskog og mellomliggende partier med blåbærdominert gran og furuskog. Også området øst for Høgmosan og Stormosan mot områdets østlige avgrensning har gode forhold for rådyr. Ut over de områdene som er nevnt her, vil bestanden av rådyr være mer glissen. Spesielt vil skogpartiene som utgjør den vesentlige og sentrale delen av det foreslåtte øvingsområdet ved Bergermoen være et forholdsvis marginalt område for rådyr. Skogen er her av en gjennomgående fattig type med en åpen og ensjiktet struktur. Skogbehandlingen med en hogstføring som innebærer henholdsvis store flater (Nannestad) og såkalte lukkede hogster med mye markberedning bidrar dessuten til dette inntrykket.

Høst og vinterstid beiter rådyrene hovedsakelig på lyng der blåbærlyngen er en nøkkelplante (Cederlund et al. 1980). Også knopper av løvtrær samt einerbar beites mye. Om vinteren vil rådyrene derfor gjerne ha tilhold i granskog med mye blåbærlyng. I områder med lite snø vil dyrene være

stasjonære. I øst-norsk åslandskap er det derimot vanlig at dyrene trekker til lavereliggende områder hvor det gjennomgående er mer moderate snømengder. En må derfor regne med innvandring av dyr fra de høyereliggende åstraktene ned til deler av Romeriksslettene. Partier med blåbærgranskog nord for Rv 176 må derfor antas å være et viktig vinterområde for rådyr, og trolig er områdene vest for den nye toglinje-trasséen de viktigste her.

Hauer seterområdet har en større andel blåbærrik granskog, men dette området tjener trolig i svært liten grad som vinterbeiteområde for dyr fra åstraktene vest for Romeriksslettene, dels på grunn av den noe lengre avstanden og dels fordi den nye E6 utgjør en barriere for ev. innvandrende dyr vestfra. Det rikelige innslaget av blåbærdominert granskog gir imidlertid den lokale rådyrstammen et relativt godt vinterbeite. I snørike vintre vil rådyrene generelt vandre ned mot lavereliggende områder, og det har tradisjonelt foregått et visst lokalt trekk av dyr til ravedalene omkring Hersjøen fra de nærliggende skogområdene (Alfred Sexe pers. medd.). Foruten snøforholdene kan den gode tilgangen til vann ved de mange oppkommene rundt Hersjøen ha vært en utløsende faktor for denne vandringen. Imidlertid virker den nye E6 her langt på vei som barriere for et slikt trekk, og dyr som prøver å krysse veien vil være sterkt utsatt for å bli kjørt i hjel. I et forsøk på å unngå dette har den lokale jegerforeningen de senere årene drevet med vinterføring noen steder øst for motorveien, dvs innenfor det området som nå vurderes utlagt som øvingsområde.

5.3.3 Andre pattedyr

Det er ikke foretatt spesielle undersøkelser av mindre og mellomstore pattedyr som rødrev (*Vulpes vulpes*), mår (*Martes martes*), grevling (*Meles meles*), hare (*Lepus timidus*) og smågnagere, men en kan anta at de forekommer i bestander som er typiske for den skogsmarka som finnes i de aktuelle områdene. Arter som rødrev, grevling, hare, mår og ekorn (*Sciurus vulgaris*) ble påvist under feltarbeidet ved direkte observasjon eller ved sportegn. Grevling har tilhold spesielt i utkantene mot dyrket mark. Det er viktige hilokaliteter for rev og grevling i sanddynene sørvest for Hauer setermosan og stedvis i skråningene i dødisgrøpene nord for Sand.

5.4 Verdivurderinger

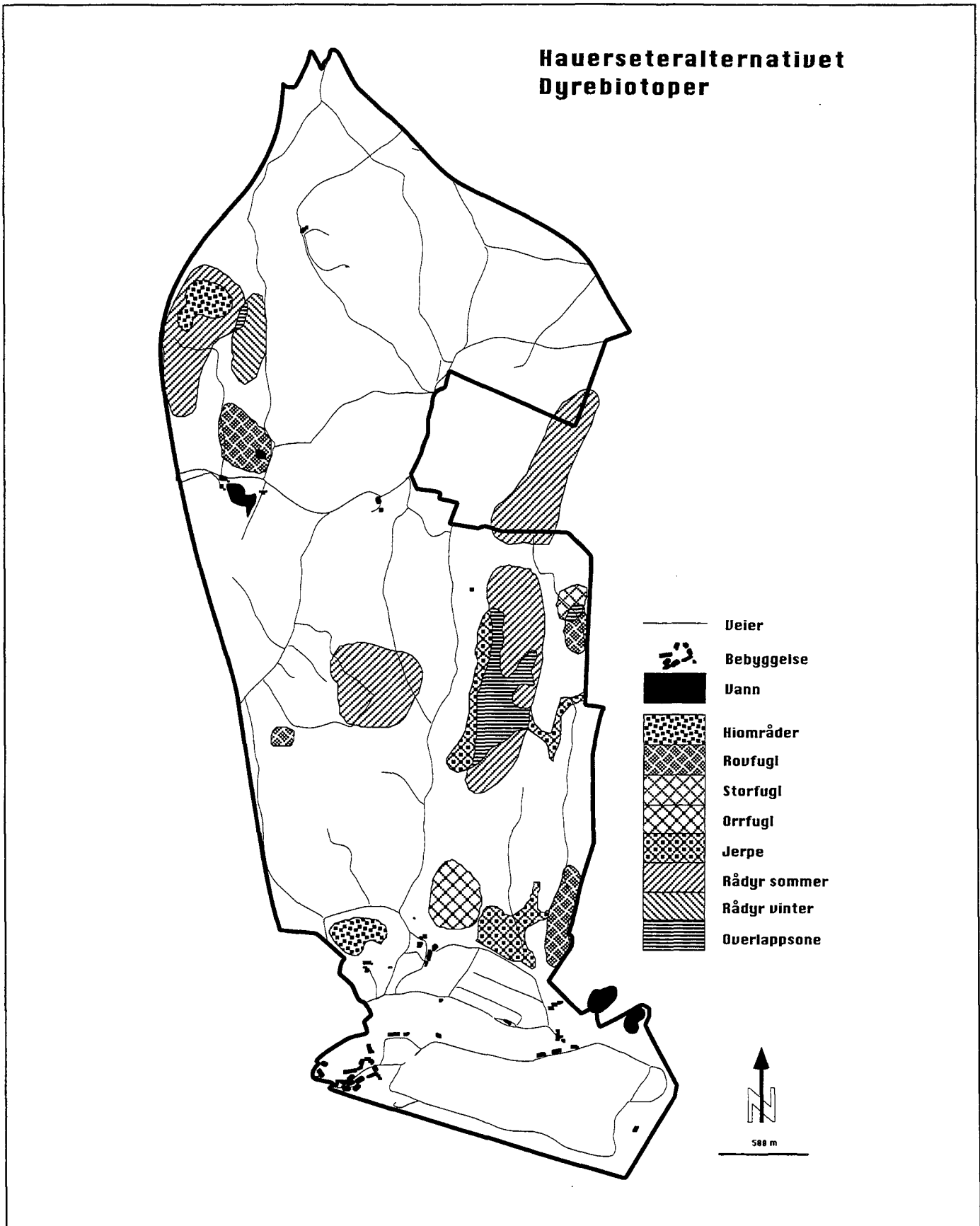
Verdivurdering for de enkelte forekomstene av dyrearter og deres biotoper kan legges opp etter ulike kriterier. Bestand eller biotoper for arter av nasjonal eller regional betydning anses her å være av nasjonal eller regional verdi. Lokal verdi er angitt for bestander eller biotoper for arter som er lokalt viktige. Både rene naturvern hensyn og mer allmenne hensyn som betydning for friluftsliv og jakt er tatt med i vurderingen. Lokaliseringen av de ulike biotopene er vist i figur 5.1 og 5.2.

Nasjonal verdi

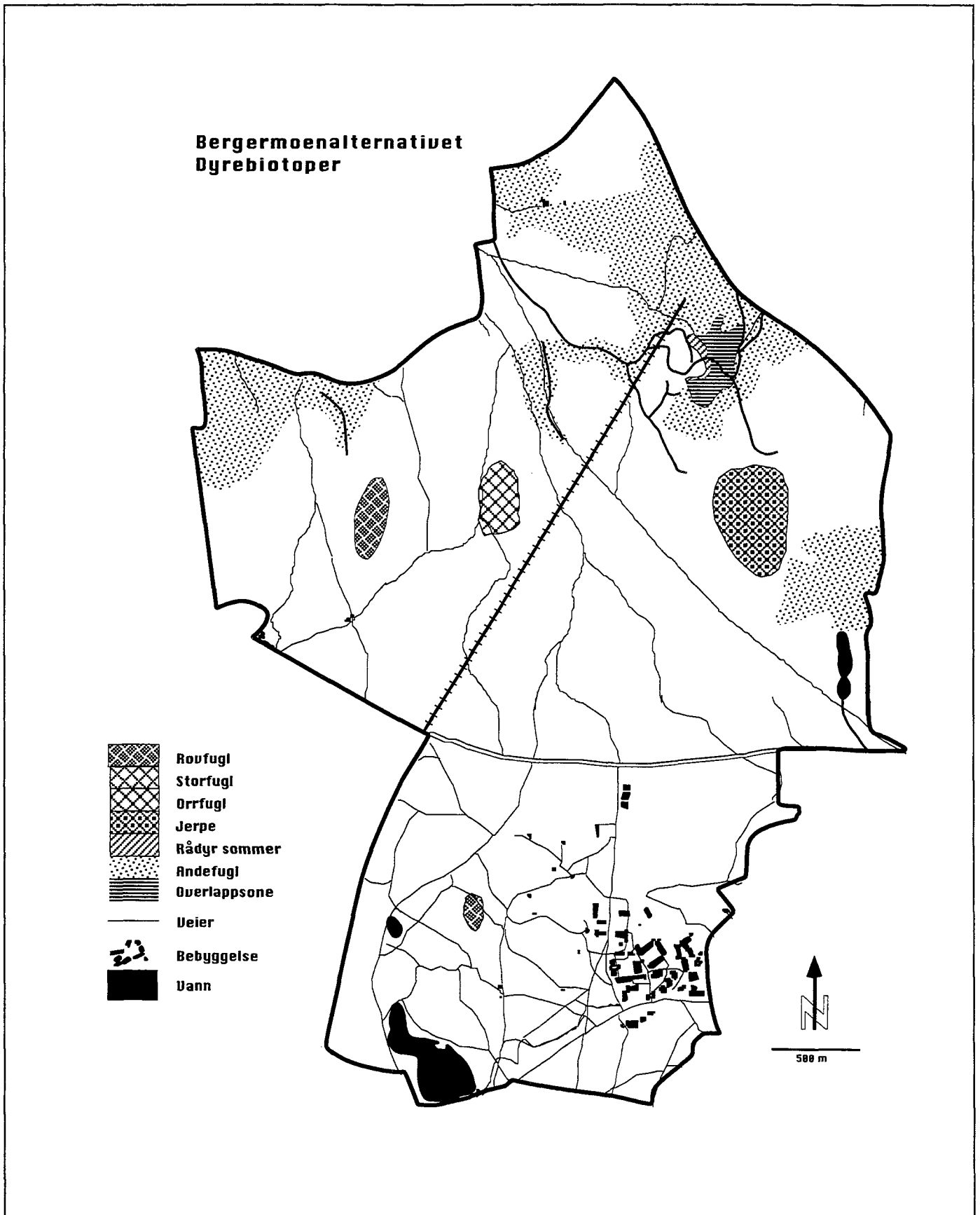
En registrert hekkebiotop for lerkfalk må anses å ha nasjonal verdi siden arten er oppført som sjelden på DNs liste over truede arter i Norge (DN 1992).

Lokal verdi

Rovfugl: Det er registrert hekkebiotoper for hønsehauk i begge de to alternative områdene, i Hauer seterområdet dessuten musvåk og tårnfalk. De nevnte artene hører til de mer vanlige av våre rovfuglarter, som med unntak av mus



Figur 5.1
Registrerte dyrebiotoper i Hauerseternalternativet.



Figur 5.2
Registrerte dyrebiotoper i Bergermoenalternativet.

våk, er utbredt over det meste av landet. Hønsehauk er oppført på DNS liste over truede arter (DN 1992) og er angitt som usikker. Bestanden av hønsehauk har gått en del tilbake de siste tiårene, men arten forekommer likevel forholdsvis hyppig. Den lokale forekomsten kan da ikke anses å ha mer enn lokal verdi. Disse registrerte hekkebiotopene for rovfugl anses derfor alle for å ha lokal verdi.

Hønsefugl: De angitte jerpebiotopene og spillplassene for orrfugl har lokal verdi som nøkkelbiotoper. Bestandene av storfugl har gått meget sterkt tilbake over det meste av landet, og i de aktuelle områdene finnes det trolig ingen faste bestander av storfugl lenger. De angitte spillplassene er derfor ikke aktive i dag. Årsaken til storfuglens tilbakegang er trolig for lite gammelskog som arten er avhengig av. Etterhvert som dagens store ungskogsarealer igjen kommer opp i eldre hogstklasser, vil storfuglbestandene trolig ta seg opp igjen. Det er imidlertid usikkert om de tradisjonelle spillplassene vil inntas av storfuglen eller om den vil etablere nye spillplasser. Tradisjonelle spillplasser for storfugl gis likevel lokal verdi.

Rådyr: De angitte sommerbeiteområdene har de kvaliteter som kjennetegner en god rådyrbiotop (variert skogbilde med innslag av rike vegetasjonstyper), noe de aktuelle områdene for øvrig er fattige på. Områdene er spesielt viktige i yngletiden. Deres antatte betydning for de lokale rådyrbestandene tilsier at områdene angis å ha lokal verdi.

5.5 Sårbarhetsvurderinger

De forskjellige dyreartene/gruppene influeres i sterkt varierende grad av inngrep og forstyrrelser i sine leveområder. Enkelte arter kan være relativt tolerante og vise stor tilpassningsevne og vil derfor i noen tilfelle også kunne profittere på endringer i miljøet. Andre dyrearter/grupper er derimot svært sårbare, enten fordi de opptre fåtallig og har lav reproduksjonsevne, eller de er sterkt knyttet til bestemte biotoptyper eller er svært spesialiserte i sitt næringsvalg. De mest sårbare artene er slike hvor flere av disse egenskapene kombineres. Flere av våre rovfuglarter kommer i denne kategorien i det de både er fåtallige og ofte også er avhengige av spesielle reirbiotoper (utilgjengelige berghyller, spesielle reirtrær).

De forskjellige artenes sårbarhet vil for øvrig også variere sterkt i de forskjellige fasene av artenes årssyklus. Eksempelvis er en ellers robust art som orrfugl sårbar for forstyrrelser på leikplassen om våren. De fleste artene vil generelt være sårbare i yngletiden og kan sky reir eller unger ved gjentatte forstyrrelser. Likeledes vil forstyrrelse om vinteren, i en periode med næringsstress, kunne føre til vesentlig økt lokal dødelighet.

Rovfugl: Av de registrerte rovfuglartene hører hønsehauk, musvåk og tårnfalk med til våre mer vanlige rovfugler, mens lerkéfalken er sjelden i Norge. Hønsehauk har gått en del tilbake i vårt århundre, trolig på grunn av mangel på egnet hekkebiotop (gammelskog). De aktuelle rovfuglartene er generelt svært følsomme for forstyrrelser ved hekkeplassene, om enn i noe varierende grad. Spesielt er musvåken lite tolerant overfor forstyrrelser fra mennesker og kan sky reiret ved virksomhet flere hundre meter fra reirorådet.

Skogsfugl: Orrfugl og storfugl er sterkt knyttet til og avhengig av spesielle spillplasser. Orrfugl er ellers en robust art som forekommer relativt tallrikt, selv om bestanden svinger en del. Ved mye forstyrrelser på spillplassen, spesielt hvis

det får et permanent preg, vil likevel orrfuglen oppgi spillplassen. Jerpe er sterkt knyttet til bestemte skogtyper som bare forekommer i begrenset grad. Jerpe er derfor svært følsom for biotopødeleggelse. Arten er også forholdsvis sky og kan karakteriseres som middels sårbar for forstyrrelser.

Rådyr: I strenge vintre kan rådyrene ofte være sterkt svekket pga næringsstress. Rådyr er da svært sårbare for forstyrrelse, og én gangs skremming kan være fatalt. Fluktavstanden er imidlertid svært mye kortere vinterstid slik at de vil kunne greie seg godt hvis de får være uforstyrret innenfor et forholdsvis begrenset område. Vi har imidlertid få opplysninger om spesielle vinterbiotoper i de aktuelle områdene. I snøfattige vintre vil de trolig fordele seg over et forholdsvis stort område der næringstilgangen er tilfredsstillende (ofte i blåbærgranskog). Hvis det anlegges fôringsplasser, vil disse trekke til seg dyr fra et relativt stort område. Slike fôringsplasser må derfor anlegges med omhu med tanke på å unngå forstyrrelser.

Sommerstid er rådyr middels sårbare for forstyrrelse i de angitte sommerbeiteområdene i en periode mens kalvene er små. Forstyrrelser i denne perioden kan føre til økt kalvedødelighet ved at råa enten forlater kalven eller holder seg borte fra kalven i unormalt lang tid, slik at kalven enten fryser i hjel (under ugunstige værforhold) eller lettere utsettes for predasjon (Andersen et al. 1995).

5.6 Konsekvensvurderinger og avbøtende tiltak

Generelle konsekvensvurderinger

I et barskogsområde vil de forskjellige dyre- og fugleartene i varierende grad være tilpasset bestemte faser av skogens utviklingsstadier eller være knyttet til bestemte vegetasjonstyper, bestemte treslag osv. Skogbruket påvirker i høy grad disse forholdene. Hvis ikke andre forstyrrende inngrep kommer inn i bildet, vil derfor måten skogen drives på være den viktigste styrende faktor for sammensetningen av dyre- og fuglelivet i et område.

De planlagte tiltakene vil stort sett bare ha betydning for de lokale bestandene av fugl og småviltarter. For Bergermoenalternativet kan tiltaket muligens også ha en viss regional effekt på rådyrbestanden fordi en må regne med en viss innvandring av dyr fra omliggende åstrakter inn i området vinterstid. Vesentlige konsekvenser for arter på lista over truede arter i Norge (DN 1992), som f.eks. lerkéfalk, vil indirekte være av nasjonal betydning.

Konsekvensene vil i all hovedsak være knyttet til forstyrrelser av fugler og pattedyr i yngletiden og i tillegg av rådyr i vinterområdene. Motorisert trafikk har generelt liten skremningseffekt på dyrelivet. Så lenge slik trafikk kanaliseres langs bestemte hovedåreer, vil derfor effekten på dyrelivet være liten. Mye personell til fots har generelt meget stor forstyrrende effekt på alt dyreliv, og dyr vil bli jaget ut av området. Spesielt vil slik forstyrrelse ha sterk negativ effekt i kritiske perioder som yngle/hekketid og i kritiske perioder vinterstid. Biotopødeleggelse ved fysisk nedbygging, omfattende slitasje på vegetasjonen eller ødeleggelse av viktige ressurser, som f.eks. skader på vegetasjonen i sumpskogområder eller ødeleggelse av reirtrær, kan også ha stor effekt. På den geografiske skala som her er aktuell, vil effektene av tiltaket ikke medføre noen fragmenteringseffekter av betydning.

Rådyr: En må regne med at den planlagte øvingsaktiviteten vil ha negativ effekt på de lokale rådyrstammene dersom det ikke taes spesielle hensyn eller spesielle tiltak iverksettes. Spesielt i to perioder vil rådyrene være særlig sårbare for forstyrrelser. Den ene er i perioden fra slutten av mai eller begynnelsen av juni da kalvene kommer til verden og inntil de er så store at de med letthet følger moren (ca fram til midten av juli). Råen er i denne perioden svært stedbundet og beveger seg hele tiden innenfor et område på bare 10-20 daa. Mye forstyrrelser i denne perioden kan lett medføre at råen skremmes vekk fra kalven slik at denne i lange perioder overlates til seg selv. Kalven kan på denne måten bli svekket og vil lett kunne bli offer for rovdyr. Den andre kritiske perioden for rådyr er vinteren, der snømengden er en avgjørende faktor. I spesielt snørike og kalde vintre desimeres rådyrstammene betydelig. Under slike forhold tåler rådyrene overhodet ikke å skremmes, og dyrene er generelt svært følsomme for forstyrrelser i denne tiden. Fluktavstanden er imidlertid sterkt redusert vinterstid. Mye uro vinterstid vil derfor utvilsomt ha betydelig negativ effekt på rådyr. Dyrenes bruk av de aktuelle områdene om vinteren er dårlig kartlagt og vil variere sterkt avhengig av snømengdene. Er det lite snø, vil de sannsynligvis spre seg over et relativt stort område.

Hønsefugl: For hønsefugl vil mye forstyrrelser ved orrfuglens spillplasser medføre at disse skys, og dette vil ha negativ effekt på den lokale bestanden. Jerpe er meget følsom for inngrep som kan forringe dens leveområder. Arten er sterkt knyttet til sumpskog med blandingskog av løv (særlig or) og barskog (gran). Ødeleggelse av eller mye forstyrrelse i disse områdene kan ha sterkt negativ effekt på den lokale jerpebestanden. Som markhekkende arter vil hønsefuglartene dessuten generelt være utsatt ved mye tråkk i terrenget i hekketiden.

Rovfugl: Dagrovfuglartene er knyttet til spesielle reirbiotoper eller reirtrær og er dessuten meget sky ved reiret. Ved gjentatte forstyrrelser vil de lett sky reirplassene, og de kan helt forsvinne fra områdene. Spesielt viktig vil dette være for den sjeldne lerkéfalken.

Hiområder: Rovviltarter som rev og grevling er sterkt knyttet til, og avhengige av bestemte hilokaliteter. Tilgangen på egnede hilokaliteter kan variere mye fra område til område. I de aktuelle områdene er tilgangen begrenset til områder med sanddyner. Forstyrrelse ved stor aktivitet rundt hiområdene i yngletiden eller ødeleggelse av hiområdene vil føre til redusert reproduksjonssuksess og en viss reduksjon av den lokale bestanden.

Rangering av konsekvensene for dyrelivet

Generelt vil de fleste konsekvensene av tiltaket for dyrelivet være små i et regionalt eller nasjonalt perspektiv. Uten tilstrekkelige avbøtende tiltak vil en del lokale konsekvenser kunne være store.

For lerkéfalk vil konsekvensene være store på nasjonalt nivå uten tilstrekkelig beskyttelse mot forstyrrelser i hekketiden.

De negative konsekvensene vil være store for den lokale rådyrbestanden i området uten avbøtende tiltak; med slike tiltak vil disse være forholdsvis moderate (til små). Gjentatte forstyrrelser av hekkeplasser til rovfugl og spillplasser og leveområder for hønsefugl vil få store negative konsekvenser for lokale bestander uten avbøtende tiltak. Ved intensiv øvingsvirksomhet over lang tid i sårbare områder vil en risikere noe habitatødeleggelse i form av slitasje på terreng

og vegetasjon som kan gi negative konsekvenser for fugl generelt.

Avbøtende tiltak og oppfølgende undersøkelser

Avbøtende tiltak vil i hovedsak bestå i en tids- og arealmessig tilrettelegging av øvingsaktiviteten i området for å unngå forstyrrelse av dyrelivet i kritiske perioder.

For rådyr bør en i størst mulig grad unngå øvelser med mye personell i terrenget i de skisserte sommerarbeidsområdene i den mest kritiske delen av yngletiden (slutten av mai til ut juli). Videre må en unngå forstyrrelse av rådyr i kritiske perioder vinterstid. Rådyrenes vinteroppholdssteder er imidlertid dårlig kartlagt og kan variere en del fra år til år avhengig av bl.a. snømengdene. Det viktigste avbøtende tiltaket her vil derfor trolig være å opprette føringsplasser og å sørge for mest mulig ro omkring disse.

For fugler gjelder det generelt å unngå forstyrrelser i hekketiden (mai-juni). Spesielt viktig er det å ta hensyn til spillplasser for hønsefugl og hekkeplasser for rovfugl ved å legge ev. aktivitet i god avstand fra disse i hekketiden. Sumpskog og småmyrer er spesielt verdifulle vegetasjonstyper for dyreliv, og vegetasjonen her bør forsøkes opprettholdt mest mulig intakt.

Det er behov for en del ulike oppfølgende undersøkelser når øvingsområdet er valgt. Detaljert tilrettelegging av avbøtende tiltak vil måtte skje i nær tilknytning til planleggingen av bruken av det valgte øvingsområdet. Vi har som nevnt usikker kunnskap om hvordan rådyr bruker området om vinteren, og dette bør belyses nøyere for å sikre fornuftig tilrettelegging av øvingsvirksomheten. Dessuten er det behov for å følge med på hvordan de mest sårbare deler av dyrelivet blir påvirket etter som øvingsområdet blir tatt i bruk og for å vurdere om de avbøtende tiltakene er tilstrekkelige.

Følgende undersøkelser er derfor aktuelle:

- detaljert utforming av avbøtende tiltak og avgrensning av sårbare områder i forhold til planlagt bruk av valgt øvingsområde
- regelmessig (årlig eller 5-årlig) undersøkelse av hekkeforekomst av rovfugl
- regelmessig (årlig eller 5-årlig) undersøkelse av aktivitet og bestandsstørrelse på spillplasser for orrfugl og storfugl
- studier av slitasje på vegetasjon og endring i skogbildet i leveområder for jerpe etter noen års bruk av øvingsområdet
- kartlegge rådyrs bruk av området om vinteren, i år med ulike snøforhold, for å få mer presis kunnskap om rådyrs vinterhabitat og for å tilpasse bruken av øvingsområdet etter dette

5.7 Litteratur

- Andersen, R., Linnell, J. & Aanes, R. 1995. Rådyr i kulturlandskapet. Sluttrapport. - NINA Fagrapport 10: 1-80.
- Bibby, C.J., Burgess, N.D. & Hill, D.A. 1992. Bird Census Techniques. - Academic Press, London.
- Cederlund et al. 1980. Foods of moose and roe deer at Grimsö in central Sweden. Results of rumen content analyses. - Swedish Wildlife Research 11: 169-247.
- DN 1992. Truete arter i Norge. - DN-rapport 1992-6: 1-96.
- Geofuturum 1994. Gardermobanen parsell Gardermoen N. - Råholt. Vedlegg II til konsekvensutredning etter PBL. kap VII-A. Fagutredning om banens innvirkning på miljø, naturressurser og samfunn. - Geofuturum, upubl. rapport.
- Glowka, L., Burhenne-Guilmin, F., Synge, H., McNeely, J.A. & Gündling, L. 1994. A Guide to the Convention on Biological Diversity. - IUCN Environmental Policy and Law Paper 30: 1-161.
- Kålås, J.A., Framstad, E., Fiske, P., Nygård, T. & Pedersen, H.C. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Metodemanual, fauna. - NINA Oppdragsmelding 24: 1-36.
- Kålås, J.A., Framstad, E., Pedersen, H.C. & Strand, O. 1995. Terrestrisk naturovervåking. Fjellrev, hare, smågnagere, fugl og næringskjedestudier i TOV-områdene, 1994. - NINA Oppdragsmelding 367: 1-52.
- Md 1990. Konsekvensutredninger. Veileder i plan- og bygningslovens bestemmelser. - Miljøverndepartementet, rapport T-746: 1-66.
- Selås, V., Bjar, G., Betten, O., Tjeldflaat, L.O. & Hjeljord, O. 1991. Feeding ecology of roe deer, *Capreolus capreolus* L., during summer in southeastern Norway. - Fauna Norvegica Ser. A 12: 5-11.
- Østbye, E. & Bjørnsen, B. 1990. Rådyret. - I Norges dyr, Pattedyrene bind 2: 128-147

6 Limnologi, forurensning og avløp - overflatekilder

Pål Brettum (NIVA), Bjørn Walseng, Svein-Erik Storeid & Gunnar Halvorsen (NINA)

6.1 Innledning

Den største delen av kapitlet er skrevet av NIVA. Kapittel 6.2 er skrevet av NINA, mens kapitlene 6.4 - 6.6 er utarbeidet i fellesskap. De vannlokalitetene som er undersøkt, ligger innenfor eller i umiddelbar nærhet av de øvingsområdene. Hensikten med undersøkelsene var å gi en beskrivelse av lokalitetenes tilstand i dag, og deres verneverdi og sårbarhet i forhold til forurensning og inngrep.

Stor trafikk av militære kjøretøyer på veiene og i terrenget vil i første rekke kunne føre til økt slitasje på veisystemene og oppriving av jordsmonnet og bunnvegetasjonen. Dette øker den eroderende effekten, særlig under nedbør- og snøsmeltingsperioder. Resultatet kan bli økt partikkeltransport til vannveiene, og gjennom det blant annet også næringsalter som fosfor og nitrogen. Fjerning av trær, busker og annen vegetasjon vil redusere den bindingseffekt av næringsalter som vegetasjonen utgjør, og kunne øke den direkte avrenningen av slike stoffer til bekker og tjern. Avgasser fra kjøretøyene og avrenning til vannveiene av olje og andre miljøgifter ved kjørehull vil være tilleggseffekter.

Gardermoområdet er (med unntak av amfibiefaunaen) limnologisk relativt godt undersøkt fra tidligere. En oppsummering av tidligere undersøkelser er gitt i Halvorsen et al. (1994) og Erikstad et al. (1996). Et stort antall lokaliteter er vurdert som internasjonalt eller nasjonalt verneverdige (Hongve 1992, Hongve & Løvstad 1991), og det er derfor viktig å unngå ødeleggende inngrep i disse. De tidligere undersøkelsene danner et godt grunnlag for å vurdere de lokaliteter som eventuelt blir berørt av det nye øvingsfeltet.

6.2 Krepssdyr og amfibier

6.2.1 Materiale og metoder

Krepssdyrprøver fra Sofrutjern, Grovtjern, Sandtjern, Majorsetertjern og Sessvolltjern ble innsamlet i mai 1996 (figur 6.1). Tilsammen er det tatt 30 kvalitative prøver fra land både i de fri vannmasser og i forskjellig vannvegetasjon. Det er brukt planktonhåv med maskevidde 90 µm, diameter 30 cm og dybde 57 cm.

Vannloppene (Cladocera) er bestemt ved hjelp av Smirnov (1971), Flössner (1972) og Herbst (1976), mens hoppekrepse (Copepoda) er bestemt ved hjelp av Sars (1903, 1918), Rylov (1948) og Kiefer (1973, 1978). Nauplier og copepoditter er ikke artsbestemt.

Amfibiene er innsamlet med håv i strandsonen (26. juli) fra Sessvolltjern, Grovtjern, Sofrutjern, Sandtjern og Nordkullen. Artsbestemmelse av larvene er gjort etter Dolmen (1993).

6.2.2 Resultater

Tilsammen 47 arter krepssdyr, 29 arter vannlopper og 18 arter hoppekrepser er påvist i de fem undersøkte innsjølokalitetene (vedlegg 6.1). Til sammenligning er det hittil registrert 65 arter krepssdyr (43 arter vannlopper og 22 arter hoppekrepser) i Gardermoområdet (Halvorsen et al. 1994, Erikstad et al. 1995).

D. bicuspidatus er den eneste arten som er ny for Gardermoområdet i 1996. Denne er tidligere kun funnet i syv lokaliteter i Norge hvorav fire i Aust-Agder (Skov 1985, Wærvågen 1985, Walseng upubl.). De øvrige funnene stammer fra Breidtjern i Atna (Eie 1982), Kverndammen i Kynnavassdraget (Sandlund & Halvorsen 1980) og Arekilen på Hvaler (Walseng upubl.). Sistnevnte lokalitet skiller seg ut ved å ha høyere pH enn de øvrige lokalitetene, henholdsvis pH 7,6 og pH < 6,1.

Flest arter, 20, hadde Grovtjern etterfulgt av Sandtjern med 18 arter. Majorsetertjern hadde færrest arter, 12. I Sofrutjern og Sessvolltjern ble det registrert henholdsvis 14 og 16 arter. I 1993 ble det funnet 24 arter i Grovtjern og 22 arter i Sandtjern. At det ble funnet flere arter den gang har blant annet sammenheng med at undersøkelsen ble gjort på høsten da artsantallet alltid er høyere enn på forsommeren. Tilsammen er det i Grovtjern og Sandtjern funnet henholdsvis 31 og 28 arter.

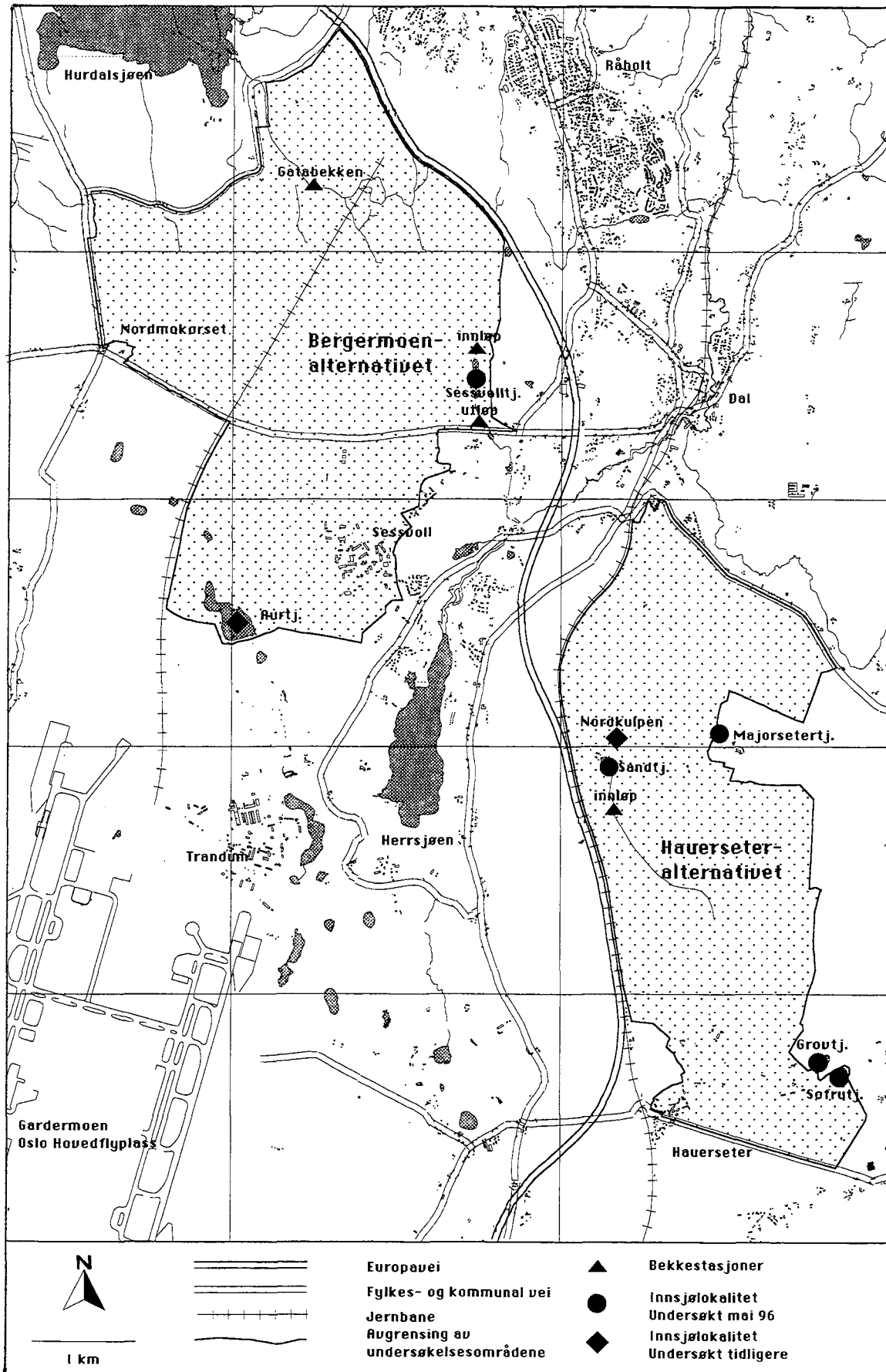
Av amfibier er det funnet tilsammen 3 arter; padde (*Bufo bufo*), vanlig frosk (*Rana temporaria*) og liten salamander (*Triturus vulgaris*). Liten salamander har ifølge Dolmen (1993) verneverdi som sårbar, mens padde er vurdert til mindre vanlig og vanlig frosk som vanlig i Norge.

I fortsettelsen følger kommentarer til de enkelte lokaliteter vurdert i lys av hva som er funnet i Gardermoområdet for øvrig.

Sofrutjern

Den prosentvise fordelingen av krepssdyr i prøver fra Sofrutjern er vist i vedlegg 6.2. *Acanthodiptomus denticornis* samt calanoide og cyclopoide nauplier dominerer i alle prøvene. De cyclopoide naupliene tilhører sannsynligvis *M. leuckarti* som ble registrert som voksne individer i fem av de seks hovkastene. *Diaphanosoma brachyurum* var dominerende vannloppe, men *Chydorus sphaericus* ble også funnet i alle prøvene. *Holopedium gibberum* ble registrert i fire av seks prøver, men dette er en typisk sommerform som må antas å øke i antall utover i sesongen.

De foran nevnte arter er typiske for type-1 innsjøene i Gardermoområdet (Halvorsen et al. 1994), dvs lokaliteter som ikke har kontakt med grunnvannet. Interessant er også funnet av *Simocephalus serrulatus* som i følge Flössner (1972) fins i små vannforekomster og mangler i store oligotrofe innsjøer. I sure oligotrofe myrvann er den ofte tallrik. Dominans av *A. denticornis*, som er en stor calanoid hoppekrepser, indikerer at det ikke fins planktonspisende fisk i vannet eller at bestanden er meget liten. I følge Hongve (1992) skal Sofrutjern ha bestander av både gjedde, abbor og mort. *A. denticornis* er for øvrig vanlig i både Flatnertjern og Sørnotjern som begge manglet fisk (Erikstad et al. 1995). Også i fisketomme lokaliteter på Hvaler er den dominant (Walseng upubl.). I Gardermoområdet er calanoiden *Eudiaptomus gracilis* den vanligste calanoiden i vann med planktonspisende fisk.



Figur 6.1
Lokaliseringen av prøvetatte lokaliteter.

Av amfibier ble det påvist liten vannsalamander. Salamandere er generelt sårbare for predasjon fra fisk, og forekomsten av liten salamander indikerer i likhet med krepsdyrfaunaen en sparsom fiskebestand.

Grovtjern

Grovtjern er noe mer artsrik enn Sofrutjern, noe som sannsynligvis har sammenheng med en noe rikere vannvegetasjonen (**vedlegg 6.1**). Liksom i Sofrutjern er det calanoide og cyclopoide nauplier som dominerer antallsmessig (**vedlegg 6.2 og 6.3**). Sannsynligvis tilhører disse calanoiden *A. denticornis* og cyclopoiden *M. leuckarti*. Her må det imidlertid tas forbehold da en rekke litorale og bunnlevende arter kan ha planktoniske stadier på dette tidspunkt.

Grovtjern ser også ut til å være en lokalitet der *S. serrulatus* trives. *Ectocyclops phaleratus*, som er en sjelden hoppekreps, ble også påvist i en av prøvene. Foruten at den ble funnet i Grovtjern i 1993, er den i Gardermoområdet også funnet i Kattjern. Dette er en typisk bunnform som oppholder seg nær bunnsubstratet hvor den forflytter seg med raske bevegelser.

Det ble både i 1993 og 1996 funnet store individer av *D. longispina*, hvilket indikerer at predasjonstrykket fra fisk må være lite. Tilstedeværelsen av *A. denticornis*, som er en stor calanoide, bekrefter det samme. I følge Hongve (1992) skal Grovtjern ha bestander av både gjedde, abbor og mort, men ut fra krepsdyrsammfunnets sammensetning synes bestandene i såfall å være små.

Forekomsten av både *D. longispina* og ikke minst cyclopoiden *Eucyclops macrurus* indikerer at Grovtjern er et humusvatn med forholdsvis gunstig pH, noe som bekreftes av at lokaliteten har kontakt med grunnvannet og at den i 1993 hadde pH 6,4.

Det ble funnet store mengder små padder i flytetorvområdene rundt tjernet.

Sandtjern

Sandtjern har liksom Grovtjern en relativt artsrik fauna (**vedlegg 6.1**), men i motsetning til de to foregående lokalitetene er det en total dominans av den lille cyclopoiden *Thermocyclops oithonoides* (**vedlegg 6.4**). Calanoider synes å utgjøre en liten fraksjon av krepsdyrene, noe som også var tilfelle i 1993 da kun *Heterocope appendiculata* ble påvist. Store tettheter av *T. oithonoides* er vanlig i vann med rike bestander av planktonspisende fisk. I 1993 ble det konkludert med at *H. appendiculata* synes å erstatte *H. saliens* i lokaliteter med stort predasjonstrykk fra fisk.

Registrering av vannloppen *Ceriodaphnia pulchella* og cyclopoiden *Eucyclops macrurus* i 1993 indikerer at denne lokaliteten i likhet med Sofrutjern har gunstig pH til tross for at det også er karakterisert som et humusvann. At disse artene ikke ble påvist i 1996 har sannsynligvis sammenheng med tidspunktet for prøvetaking.

Bosmina longispina er den vanligste vannloppen i 1996, spesielt i de prøvene som ble tatt i den delen av vannet der strandsonen er dominert av granskog. I 1993 dominerte *Ceriodaphnia megops* blant vannloppene. Dette er en litoral form, og dominans av denne kan tolkes dit hen at vannvegetasjonen er bedre utviklet om høsten.

I tillegg til Sandtjern er Nordkulpen den eneste innsjøen i Gardermoområdet som tilhører hydrologisk type 2. Begge

lokalitetene har dominans av *T. oithonoides* noe som blant annet indikerer sterkt beitestrykk fra fisk. *Ceriodaphnia pulchella* ble også funnet i begge lokaliteter. Dette er en art som er assosiert med relativt næringsrike forhold og som erstattes av *C. quadrangula* i mer oligotrofe vann. Sandtjern skiller seg imidlertid fra Nordkulpen ved at den har en mer artsrik krepsdyrfauna noe som sannsynligvis har sammenheng med at sistnevnte er karakterisert som hypereutrof. I 1993 ble det registrert mer enn dobbelt så mange arter i Sandtjern som i Nordkulpen.

Av amfibier ble det ikke funnet individer på land, men langt utviklede larver, rumpetroll av vanlig frosk ble funnet i vannet.

Nordkulpen

Rundt tjernet ble det påvist store mengder med padde.

Majorsetertjern

Majorsetertjern har en artsfattig fauna (**vedlegg 6.1**). Dominans av store former som vannloppen *D. longispina*, calanoiden *H. saliens* og cyclopoiden *Megacyclops gigas* gir en klar indikasjon på at lokaliteten mangler planktonspisende fisk (**vedlegg 6.5**).

Vannloppen *Acantholeberis curvirostris*, som ble funnet i 1993, er en art som ofte fins i sure humøse lokaliteter. Stor dominans av *D. longispina* indikerer likevel at pH er relativt gunstig (5,0-6,0).

Blant de undersøkte lokalitetene i 1993 var det kun Vollnesputten som hadde en tilsvarende dominans av *D. longispina*. Her er det bare registrert karuss som ikke utgjør noen trussel for krepsdyrene. Liksom Majorsetertjern tilhører Vollnesputten hydrologisk type 3. Den har også betydelig innhold av humus, riktignok noe mindre enn i Majorsetertjern. pH og ledningsevne er i samme størrelsesorden.

Tjernet er ikke undersøkt med hensyn på amfibier.

Sessvolltjern

Sessvolltjern har likhetstrekk med Sandtjern med stor dominans av *Thermocyclops oithonoides* (**vedlegg 6.6**). Dette indikerer at det fins planktonspisende fisk i vannet, blant annet mort. Det ble imidlertid funnet færre arter i Sessvolltjern enn i Sandtjern (**vedlegg 6.1**). De artene som indikerer relativt gunstig pH i Sandtjern mangler imidlertid i Sessvolltjern og kan derfor antyde en noe lavere pH i Sessvolltjern.

Kombinasjonen av cyclopoidene *Mesocyclops leuckarti* og *T. oithonoides* i Sessvolltjern er ikke uvanlig og er i Gardermoområdet også funnet i Vollnesputten, Danielsetertjern, Skråtjern, Bakketjern og Nordbytjern. Med unntak av Nordbytjern tilhører disse lokalitetene hydrologisk type 3, dvs lokaliteter som kommuniserer direkte med grunnvannet, uten overflatetilløp og -avløp. Nordbytjern tilhører type 4, dvs innsjøer med direkte grunnvannstilførsel og avløp til vassdrag.

Artslisten og frekvensen av vannlopper gir for øvrig liten informasjon. *B. longirostris* er en art som forsterker inntrykket av hardt beitepress fra fisk. Denne er mindre enn slektningen *B. longispina* og favoriseres derfor i vann med tette bestander av planktonspisende fisk.

Det ble påvist vanlig frosk i flytetorvsområdene rundt vannet.

Tjern nord for Sessvolltjern

Av amfibier ble det i tjernet funnet larver av liten salamander.

Fugletjern

Rundt tjernet ble det funnet små individer av vanlig frosk.

6.2.3 Oppsummering og kommentarer

Ingen av de fem lokalitetene har en krepsdyrfauna som skiller seg klart fra tidligere undersøkte lokaliteter i Gardermoområdet. De fem lokalitetene representerer forskjellige hydrologiske typer, og krepsdyrfaunaen indikerer også forskjeller i vannkjemiske forhold og i forekomsten av fisk.

Krepsdyrfaunaen i Sofrutjern har fellestrekk med Flatertjern og Sørmtjern som begge er fisketomme. I følge tidligere undersøkelser skal det bli å være mort i Sofrutjern. Dersom dette fortsatt er tilfelle, tyder krepsdyrfaunaen på at denne bestanden må være liten.

Grovtjern har en krepsdyrfauna som indikerer en relativt gunstig pH og lavt predasjonstrykk fra fisk. Rent krepsdyrfaunistisk har den elementer fra flere av type 3-innsjøene.

I tillegg til Sandtjern er Nordkulpen den eneste innsjøen i Gardermoområdet som tilhører hydrologisk type 2. Sandtjern skiller seg imidlertid fra Nordkulpen ved at den har en mer artsrik krepsdyrfauna. Begge lokalitetene har dominans av *T. oithonoides*, noe som indikerer et sterkt beitetrykk fra fisk.

Majorsetertjern er typisk representant for en lokalitet uten planktonspisende fisk og har mange fellestrekk med Vollnesputten.

Sessvolltjern har likhetstrekk med Sandtjern der det også var stor dominans av *T. oithonoides*, noe som indikerer at det fins planktonspisende fisk i vannet, sannsynligvis mort. Det ble imidlertid funnet færre arter i Sessvolltjern enn i Sandtjern. Arter som kan indikere en forholdvis gunstig pH i Sandtjern, mangler i Sessvolltjern og kan derfor indikere en noe lavere pH her. Kombinasjonen av cyclopoidene *M. leuckarti* og *T. oithonoides* har Sessvolltjern felles med flere av type 3-innsjøene.

Ved tidligere klassifisering er Grovtjern og Sandtjern karakterisert som henholdsvis internasjonalt og nasjonalt verneverdige, mens Sofrutjern og Majorsetertjern er viktige for å bevare helheten i det store limnologiske systemet på Gardermosletta (Hongve 1992). Sessvolltjern er ikke vurdert i denne sammenheng, men har antagelig likhetstrekk med både type 1 og type 2-lokalitetene.

6.3 Vannkvaliteten i de undersøkte lokalitetene

6.3.1 Materiale og metoder

Innsjø- og bekkelokalitetene som er undersøkt og vurdert, er markert som prøvetakingsstasjoner på **figur 6.1**. Dette gjelder både lokaliteter undersøkt i 1996 og lokaliteter undersøkt tidligere.

I den type innsjølokaliteter som det her er snakk om, hvor de fleste mangler både definert inn- og utløp, kan det være

store variasjoner i en rekke parametre gjennom året og fra år til år. Dette skyldes blant annet at lokalitetene er mer eller mindre grunnvannspåvirkete, eller at variasjoner i klimatiske forhold, f.eks. nedbør, får større innflytelse i disse små lokalitetene uten definert inn- og utløp enn hva som er tilfelle med større lokaliteter med klart definert inn- og utløp og med et større nedbørfelt. Det virker mer utjevne på forholdene fra år til år.

Undersøkelsene ga bare rom for én prøvetaking fra hver av lokalitetene, og denne måtte gjennomføres tidlig i vekstsesongen, 29. og 30. mai 1996 på grunn av tidsplanen for fremdriften. Analyseresultatene (gitt i vedlegg) må derfor vurderes ut fra dette og sees på som en beskrivelse av det omtrentlige nivå for de ulike parametrene.

Tolkingen av dynamiske parametre, som for eksempel de biologiske som naturlig varierer sterkt gjennom vekstsesongen, vil bli svært usikker med analyser av bare ett prøvesett. Ofte er også tidligere analysesett fra de samme lokalitetene, som her er tatt med for sammenligningsens skyld, analyser av prøver samlet bare en eller et par ganger i en vekstsesong. Det vil derfor være en del variasjoner i analyseresultatene de ulike år, også fordi prøvene er samlet til forskjellige tider av året.

Ut fra de områdeavgrensninger som er gitt for Bergermoenalternativet og Hauersealternativet, har en forsøkt å velge lokaliteter slik at de skulle være representative for de ulike delene av områdene.

I forbindelse med Bergermoenalternativet ble prøver samlet inn fra Sessvolltjern og inn- og utløp fra dette tjernet. Dette skulle gi et bilde av vannkvaliteten i tjernet og innløpsvannet fra myr- og bekkelområder i den østre delen av dette alternativet. Videre ble det samlet inn prøver fra en bekkestasjon i Gatabekken i området ved overgangen fra skog til jorde for å unngå innflytelse fra jordbruksarealene. Analyseresultatene fra denne stasjonen sier noe om kvaliteten på avrenningsvannet fra sentrale deler av området som Bergermoenalternativet omfatter. De helt nordlige delene av feltet (Verkensmosan) og sørvestre delene (Vekatomyra) fanges ikke opp av denne stasjonen. Det ble ikke samlet inn prøver fra Aurtjern, men innsjøen er grundig undersøkt i årene 1994-95 under undersøkelser i forbindelse med Gardermoen-utbyggingen (Erikstad et al. 1996).

Fra lokaliteter i Hauersealternativet ble det samlet inn og analysert prøver fra Grovtjern og Sofrutjern som begge ligger helt i utkanten i den sørøstre delen av det foreslåtte øvelsesområdet. Videre fra Sandtjern som ligger i den vestre delen av området og fra Majorsetertjern som ligger rett utenfor området i øst.

Det ble videre samlet inn prøver fra Sandtjernsbekken fra en stasjon før denne renner inn i Sandtjern i sør. Denne bekken drenerer fra store deler av de sentrale og vestre deler av området blant annet fra Hauersealternativet.

Sandtjern ligger innenfor det foreslåtte Sandtjern naturreservat. Det samme er tilfelle med Nordkulpen, en dødisgrop nord for Sandtjern. Nordkulpen ble ikke tatt med under innsamlingene i mai 1996, men prøver fra lokaliteten ble samlet inn og analysert fra to tidspunkter i 1993. Disse er publisert i Brettum (1994), der også analyseresultater fra flere av de andre lokalitetene fra 1993 finnes. Undersøkelsene den gang var referanseundersøkelser av flere lokaliteter i Gardermoen-området i forbindelse med utbyggingen av ny hovedflyplass for Oslo.

6.3.2 Generell beskrivelse

Det er relativt høyt innhold av næringssalter i de undersøkte lokalitetene, noe som i første rekke er en naturlig tilstand som skyldes de geologiske forhold, og ikke påviselige menneskeproduserte tilførsler. Bare i Sessvolltjern og Sandtjern/Nordkulpene kan avrenning fra jordbruksaktiviteter være en medvirkende årsak til det høye innholdet.

Kriteriene hos Holtan & Rosland (1992) for tilstanden i vannmassene, som et resultat av forurensende tilførsler, kan derfor ikke uten videre brukes for disse vannlokalitetene. Det er blant annet lokalitetenes trofinivå, det vil si vannmassenes næringsrikdom som en naturlig tilstand og ikke som et resultat av menneskelig aktivitet, som gjør disse lokalitetene så spesielle, og dermed interessante i limnologisk sammenheng.

Analyseresultatene for de fysisk-kjemiske parametre og bakteriologien er vist i **tabellene 6.1-6.3. Vedleggene 6.7 og 6.8** viser analyseresultatene for metaller for henholdsvis bekkelokaliteter og innsjøer, mens **vedleggene 6.9 og 6.10** analyseresultatene for PCB- og PAH-komponentene i sedimentenes øverste lag. Analyseresultatene for planteplankton er gitt i **vedleggene 6.11-6.15**.

6.3.3 Bergermoenalternativet

Sessvolltjern representerer en innsjø med klart definert inn- og utløp. Det er ikke registrert relevante analyseresultater fra denne innsjøen og dens inn- og utløp tidligere.

Innløp Sessvolltjern

Vannmassene på denne stasjonen var forholdsvis sure, pH = 5,34, og partikkelinnholdet svært lite med turbiditet = 0,64 FTU. En konduktivitet på 5,67 mS/m viser middels ionerikt vann. De høye verdier for farge, 161 mg/l Pt, og totalt organisk karbon (TOC), 21,4 mg/l C, viser stort innhold av humusstoffer i vannet. Innholdet av næringssalter var ikke spesielt høyt med totalfosfor på 9 µg/l P og totalnitrogen på 565 µg/l N.

Innholdet av koliforme bakterier var 19 pr. 100 ml (37°C), men ingen termotolerante koliforme bakterier (44°C) ble registrert.

Analysene av metaller i vannfasen viser at vannet har forholdsvis høye verdier for jern sammenlignet med et gjennomsnitt på 475 statistisk utvalgte innsjøer fra hele Norge (Skjelkvåle et al. 1996). Også verdiene for sink, kobber og bly ligger over gjennomsnittet for disse innsjøene.

Sessvolltjern

På prøvetakingstidspunktet i mai hadde vannmassene i dette tjernet et "skittent" og uklart utseende. Dette viste seg da også i lavt siktedyp, bare 1,15 m, og verdien for turbiditet, 5,6 FTU. En konduktivitet på 9,81 mS/m viser relativt ionerikt vann. Dette var noe spesielt all den stund innløpsbekken hadde svært klare vannmasser. I Sessvolltjern var vannmassene mindre sure, pH = 6,66, enn i innløpsbekken. Dette kan tyde på grunnvannspåvirkning. Den skitne fargen kan skyldes diffust tilsig fra nærrområdet som var jorder på begge sider, og et pukkverk på østre siden. Prøvene ble samlet inn på et tidspunkt før veksten på jordene var kommet i gang.

Også i tjernets vannmasser var det høye fargeverdier, 111 mg/l Pt, men noe mindre verdier for TOC, 12,6 mg/l C, enn i innløpet. Dette viser humuspåvirkningen, selv om mye av humusstoffene synes å sedimentere i innsjøen. Innholdet av totalfosfor var litt høyere enn i innløpsbekken, 11 µg/l P, mens innholdet av totalnitrogen var en god del høyere, 700 µg/l N. Dette styrker antagelsen av diffuse tilførsler blant annet fra jordbruksarealene langs innsjøen.

Samtidig med de kjemiske analysene ble det også analysert på klorofyll, som viste 6,33 µg/l Chl a. Innholdet av koliforme bakterier var 1 pr. 100 ml prøve (ingen termotolerante koliforme bakterier). Totalvolumet av planktonalger var 987 mm³/m³ på prøvetakingstidspunktet.

Analyseresultatene av næringssaltinnholdet, klorofyll og planteplanktonvolum viser gjennomgående middels næringsrike, mesotrofe, vannmasser.

Analysene av PCB-komponenter i sedimentene viser svært lave verdier her, og summen er også liten, antagelig de bakgrunnsverdier som en kan forvente i slike lokaliteter som kun har diffuse og ikke definerte tilførsler.

Utløp Sessvolltjern

Resultatene for de ulike parametrene i utløpsbekken fra Sessvolltjern viser tilnærmet like verdier som for selve tjernet slik en kunne forvente, selv om det er noen forskjeller. Først og fremst var resultatene for turbiditet, totalnitrogen og TOC lavere, noe som reflekterer sedimentering av partikler i innsjøen før utløpet.

Innholdet av koliforme bakterier (37°C) var 1, og ingen termotolerante koliforme bakterier (44°C) ble funnet.

Analysene av metaller i utløpsbekken viser at det er betydelige forskjeller i konsentrasjonen av en del metaller og andre elementer sammenlignet med innløpet. Forskjellen i kalsium fra 1,75 mg/l Ca i innløp til 5,9 mg/l Ca i utløp viser sannsynligvis grunnvannstilførsler. Også jerninnholdet har økt fra 750 µg/l Fe til 1800 µg/l Fe.

Mindre verdier for sink, kobber og bly i utløpet enn i innløpet sammen med en reduksjon i aluminium fra inn- til utløp, er sannsynligvis en kombinasjon av økningen i pH og binding og utfelling i innsjøen.

Gatabekken

Av resultatene går det frem at vannmassene i Gatabekken på prøvetakingstidspunktet hadde en pH-verdi rundt nøytralitetspunktet (6,96). Partikkelinnholdet var forholdsvis lite slik turbiditeten på 2,4 FTU viser. På den annen side var fargetallet høyt, på nivå med innløpet til Sessvolltjern, 152 mg/l Pt. Selv om innholdet av totalt organisk karbon (TOC) på 8,4 mg/l C var lavere enn innløpsbekken til Sessvolltjern, så viser disse resultatene en sterk påvirkning av humusstoffer. Både Gatabekken og innløp Sessvolltjern har da også sitt utspring i større myrområder. En konduktivitet på 13,5 mS/m viser ganske ionerikt vann. Verdien for kalsium var på 7,8 mg/l Ca. Dette kan, sammen med den relativt høye pH-verdien, tyde på at det er en del grunnvannstilførsler til denne bekken.

Innholdet av koliforme bakterier (37°C) var på 9 pr. 100 ml, men det ble ikke registrert termotolerante koliforme bakterier (44°C).

Tabell 1 Fysisk-kjemiske analyseresultater fra innsjø- og bekkestasjoner i Hauerseter- og Sessvollområdet 29. og 30. mai 1996.

Lokalitet	pH	Kond mS/m	Turb FTU	Farg mg/l Pt	Tot-N µg/l N	Tot-P µg/l P	TOC mg/l C	Klorofyll µg/l Chl a
Grovttjern	6.96	3.75	1.2	97.0	405	23	11.4	24.8
Sofrutjern	5.77	1.17	1.2	79.3	335	20	7.8	11.7
Innløp Sandttjern	5.69	9.94	1.5	107	700	11	13.5	
Sandttjern	5.76	4.69	1.5	82.2	820	24	16.6	26.2
Majorsetertjern	5.65	3.22	1.0	87.4	560	18	13.2	9.62
Innløp Sessvollttjern	5.34	5.67	0.64	161	565	9	21.4	
Sessvollttjern	6.66	9.81	5.6	111	615	11	12.6	6.33
Utløp Sessvollttjern	7.01	10.6	4.7	109	570	10	11.9	
Gatabekken	6.96	13.5	2.4	152	2200	15	8.4	

Tabell 2 Analyseresultater av bakterieprøver tatt fra innsjø- og bekkestasjoner i Hauerseter- og Sessvollområdet 29. og 30. mai 1996.

Lokalitet	Antall koliforme bakterier (37 °)	Antall termotolerante koliforme bakt. (44 °)
Grovttjern	25	0
Sofrutjern	20	0
Innløp Sandttjern	25	0
Sandttjern	23	2
Majorsetertjern	80	0
Innløp Sessvollttjern	19	0
Sessvollttjern	1	0
Utløp Sessvollttjern	1	1
Gatabekken	9	0

Tabell 3 Temperatur-, oksygen- og siktedypmålinger 29. og 30. mai 1996 i innsjøer i Hauerseter- og Sessvollområdet.

Dyp m	Grovttjern		Sofrutjern		Sandttjern		Majorsetertj.		Sessvollttj.	
	Temp °C	Oks mg/l O ₂	Temp °C	Oks mg/l O ₂	Temp °C	Oks mg/l O ₂	Temp °C	Oks mg/l O ₂	Temp °C	Oks mg/l O ₂
0	12.5	11.0	12.7	10.6	10.5	11.9	12.0	9.6	16.0	9.2
0.5							10.3	7.4	12.1	9.7
1	11.5	12.3	11.7	10.6	8.0	12.2	6.3	6.5	10.5	9.8
1.5	8.5	12.8	8.5	7.5	6.0	11.9	5.0	2.5	9.2	7.5
2	7.0	1.9	7.1	0.75	5.3	10.6	4.0	1.9	6.7	6.8
2.5									6.1	6.6
3	5.0	0.65	5.3	0.75	5.0	9.6	4.0	0.4	5.4	7.0
4					4.7	9.6	4.0	0.3	5.1	7.0
5					4.5	10.0			5.0	5.6
6					4.5	7.7			5.0	0.4
Siktedyp	1.55	brun	1.55	brun	1.50	brun	1.60	brun	1.15	brun

Innholdet av totalfosfor var 15 µg/l P, og totalnitrogen hele 2200 µg/l N, som er svært høyt. De høye nitrogenverdiene kan skyldes skogsavvirkning eller annen aktivitet i nedbørfeltet, uten at dette ble undersøkt.

Resultatene for metaller viser at vannet hadde høyt innhold av jern, 1250 µg/l Fe. Det samme var tilfelle med magnesium, 1,9 mg/l Mg. Verdiene for sink, kobber og bly lå godt over gjennomsnittet for norske innsjøer (Skjelkvåle et al. 1996).

Aurtjern

Denne innsjøen ble ikke undersøkt i mai 1996, men har, som nevnt tidligere, inngått i undersøkelser gjennomført i 1991 (Hongve & Løvstad 1991), i 1993 (Brettum 1994) og i 1994-95 (Erikstad et al. 1996). Denne innsjøen er av Hongve & Løvstad (1991) referert til som meromiktisk (jernmeromiksis).

Noen av analyseresultatene fra tidligere undersøkelser, her i første rekke fra juni og september for å sammenligne 1993, 1994 og 1995 med hverandre, er sammenstilt i **figur 6.2**. Analyseresultatene for hvert enkelt prøvetakingstidspunkt i de tidligere undersøkelsene finnes i tabellene i de enkelte rapporter referert til ovenfor.

Resultatene fra 1994-95, som er gitt i Erikstad et al. (1996), viser at vannmassene i Aurtjern gjennom vekstsesongene hadde pH-verdier mellom 6,73 og 7,45. I de fleste tilfeller lå det rundt nøytralitetspunktet. Vannet er ikke ionerikt (konduktivitet mellom 2,32 og 3,24 mS/m). Partikkelinnholdet varierte sterkt (turbiditeten mellom 1,4 og 6,5 FTU) i denne innsjøen i første rekke på grunn av planteplanktoninnholdet som i 1995 var meget stort. Vannet er lite humuspåvirket sammenlignet med en rekke andre innsjøer i området (farge mellom 2,11 og 9,41 mg/l Pt). Innholdet av organisk materiale varierte i stor grad med planteplanktoninnholdet, fra 2,4 til 7,0 mg/l C.

Næringssaltinnholdet er høyt, med totalfosfor som i 1994-95 varierte mellom 15 og 32 µg/l P og totalnitrogen mellom 395 og 815 µg/l N.

Planteplanktonvolumet varierte sterkt både mellom de to undersøkelsesårene 1994 og 1995, men også gjennom de to vekstsesongene. Dette ga svært variabelt siktedyp avhengig av algeinnholdet, fra 0,90 til 3,80 m. Maksimum algevolym registrert de to årene var 2317 mm³/m³ i 1994 og 6153 mm³/m³ i 1995. Etter Brettum (1989) viser dette eutrofe, næringsrike, vannmasser.

Som det fremgår av resultatene i Aurtjern, varierer de fleste parametrene mye gjennom vekstsesongen og fra år til år, noe som viser at det er vanskelig å gi en god vannkvalitetsvurdering basert bare på enkeltresultater fra hvert år, slik tilfellet har vært for de andre innsjølokalitetene.

6.3.4 Hauersefteralternativet

Grovtjern

Grovtjern er meromiktisk, det vil si at det ikke gjennomblandes helt til bunns i de dypeste områdene i sirkulasjonsperioden. Det er en innsjø uten definert inn- eller utløp. På prøvetakingstidspunktet i mai 1996 var det et siktedyp på 1,55 m. Fargen var sterkt brun, som alle de undersøkte vannlokalitetene i området med unntak av Aurtjern. Fargetallet var på 97 mg/l Pt og innholdet av totalt organisk karbon (TOC) på 11,4 mg/l C, som viser humøse vannmasser.

Vannmassene hadde en pH-verdi på 6,96 og konduktivitetsverdien var på 3,75 mS/m som viser forholdsvis ionefattige vannmasser. Partikkelinnholdet var også lite, turbiditetsverdi 1,2 FTU. Som en ser av **figur 6.3** er resultatene for disse parametrene i relativt god overensstemmelse med tidligere analyseresultater. Analyser av næringssaltene viser høye verdier for totalfosfor, 23 µg/l P, men noe mer moderat innhold av totalnitrogen, 405 µg/l N. Mens totalnitrogen ikke variere så mye fra år til år og gjennom året, viser resultatene for totalfosfor store variasjoner. I 1993 ble det målt 11 µg/l P juni og 23 µg/l i september.

Innholdet av koliforme bakterier (37 °C) var 25 pr. 100 ml, men det ble ikke registrert termostabile koliforme bakterier.

Klorofyllinnholdet var høyt, hele 24,8/l Chl a. Det var også et stort totalvolum av planteplankton på prøvetakingstidspunktet, 4089 mm³/m³, som etter Brettum (1989) viser eutrofe, det vil si næringsrike vannmasser. Planktonsamfunnet var i mai dominert av dinoflagellaten *Peridinium umbonatum*, som ellers vanligvis er mest dominerende i mer sure vannmasser. Tilsvarende verdier i juni og september i 1993 (Brettum 1994) var henholdsvis 621 og 1937 mm³/m³ (**figur 6.3**), altså betydelig lavere enn i mai 1996. Dette viser variasjonene i disse innsjøsystemene og gjør enkeltobservasjoner isolert fra resten av vekstsesongen usikkert som vurderingsgrunnlag.

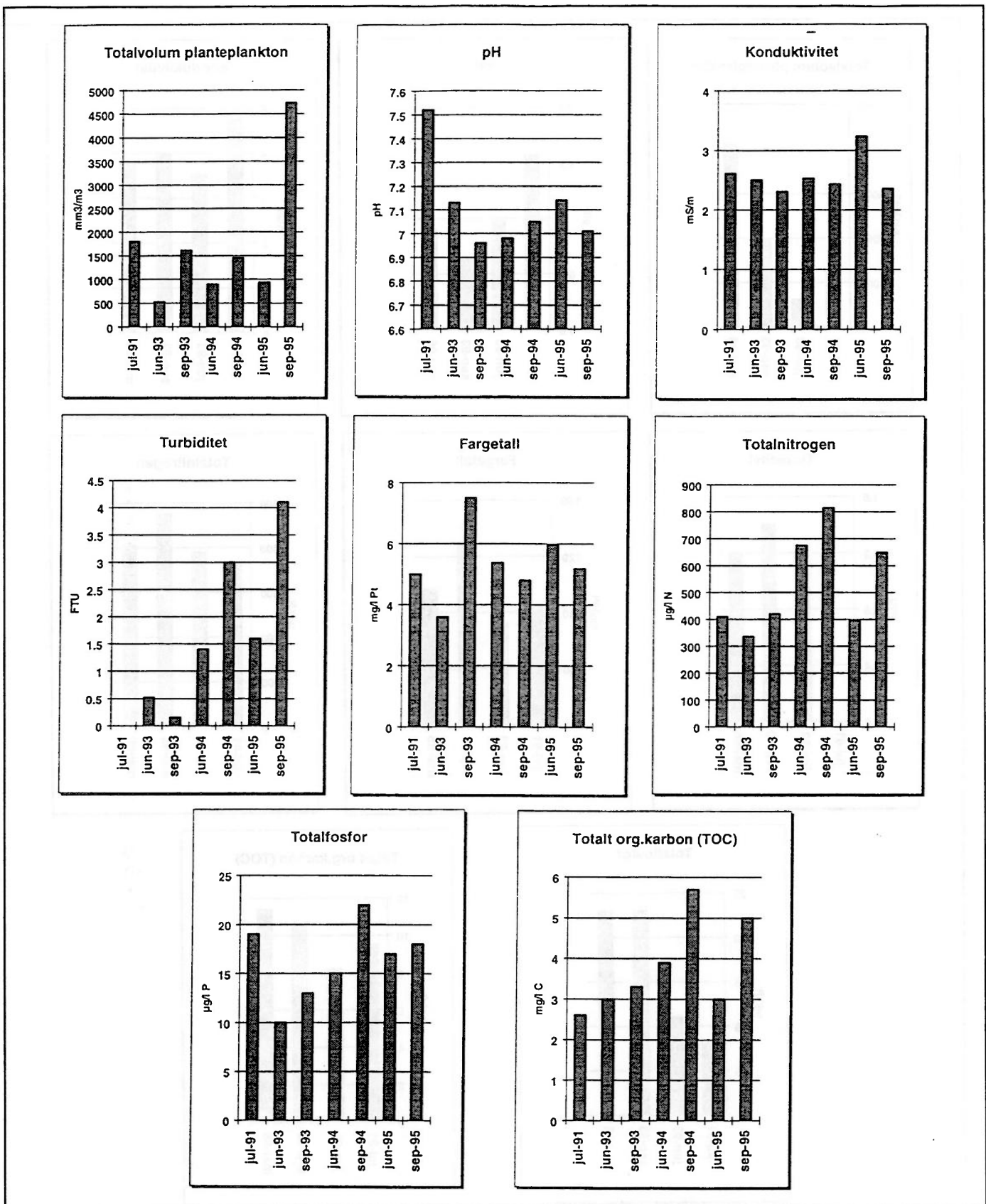
I denne innsjøen ble det samlet inn og analysert sedimentprøver. Av analyseskjemaet ser en at innholdet av jern var stort, 50450 µg/g tørrstoff Fe. Innsjøen er antatt å være jernmeromiktisk (Hongve & Løvstad 1991) og er som sådan av stor limnologisk interesse som en typesjø blant de mange variantene av sjøtyper som en har representert i grytehullsjøene i Gardermoen-området.

Verdiene i sedimentene av aluminium var 5671 µg/g Al og barium 178 µg/g Ba. Innholdet av sink var 25,5 µg/g Zn, kobber 40,4 µg/g Cu og bly 148 µg/g Pb (**vedlegg 6.8**). Etter Lithner (1989) viser dette svært lave verdier for sink (kl.1), middels verdier for kobber (kl.3) og høye verdier for bly (kl.4).

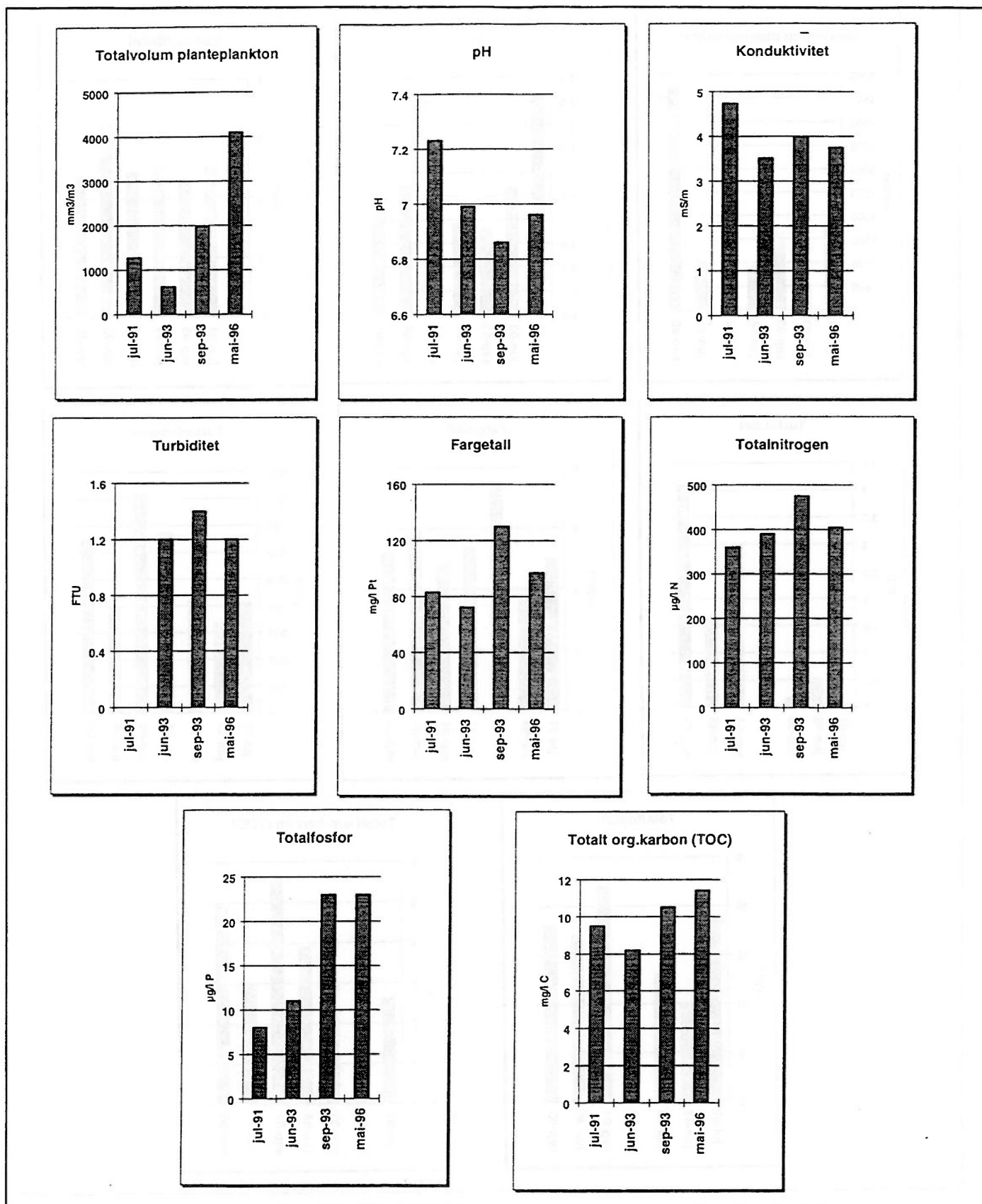
Verdiene for PCB-komponenter i sedimentene viser antagelig høyere verdier enn hva en kan regne som bakgrunnsverdier i området. Også verdiene for PAH-komponenter synes å være høyere enn antatte bakgrunnsverdier (**vedleggene 6.9 og 6.10**).

Sofrutjern

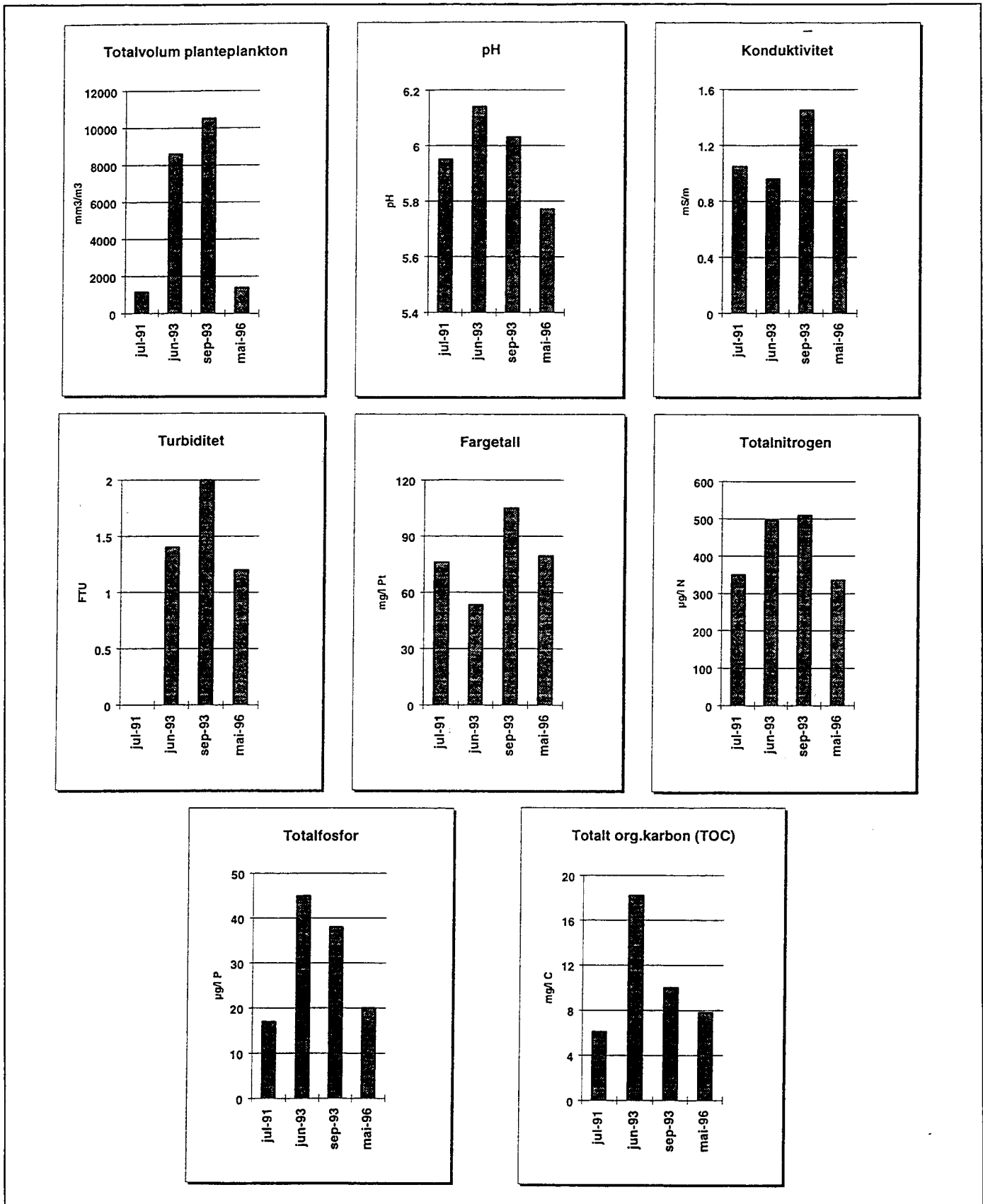
Sofrutjerns vannmasser er noe sure, pH på prøvetakingstidspunktet i mai var 5,77, mens tidligere målinger har ligget rundt 6,0 (**figur 6.4**). Også her var det sterk brunfarge på vannet, men noe mindre fargetall enn for de andre innsjøene, 79,3 mg/l Pt, og også mindre verdi for TOC, 7,8 mg/l C. Som figuren viser varierer disse parametrene en del gjennom vekstsesongen og fra år til år. Humuspåvirkninger synes å være noe mindre på dette tjernet enn de øvrige undersøkte. Som i Grovtjern er det relativt lite partikkelinnhold, turbiditet 1,2 FTU i mai 1996, og siktedypet var også her på 1,55 m. Konduktiviteten på 1,17 mS/m viser ionefattige vannmasser. Verdiene for næringssalter viser høyt innhold av totalfosfor, 20 µg/l P, men relativt lavt innhold av nitrogen, 335 µg/l N. Ut fra figuren ser en at totalfosforverdiene ligger mellom 20-45 µg/l P for de målinger som er gjort, og for totalnitrogen mellom ca 350-500 µg/l N.



Figur 6.2
 Analyseresultater av totalvolum planteplankton og fysiske-kjemiske parametre fra Auretjern.
 (Ingen prøver analysert fra undersøkelsene i mai 1996).



Figur 6.3
 Analyseresultater av totalvolum planteplankton og fysiske-kjemiske parametre fra Grovtjern.
 Fra undersøkelsene i mai 1996 og tidligere resultater.



Figur 6.4
 Analyseresultater av totalvolum planteplankton og fysisk-kjemiske parametre fra Sofrutjern.
 Fra undersøkelsene i mai 1996 og tidligere resultater.

Innholdet av koliforme bakterier (37°C) var 20 pr. 100 ml, men ingen termotolerante koliforme bakterier (44°C) ble registrert.

Klorofyllinnholdet var betydelig mindre enn i Grovtjern, 11,7 µg/l Chl a, og analyseresultatene for den kvantitative planteplanktonprøven ga et totalvolum på 1395 mm³/m³. På grunnlag av disse parametrene separat må vannmassene betegnes som middels næringsrikt, mesotrofe. Imidlertid har resultater fra tidligere undersøkelser (Brettum 1994) vist at det utvikles adskillig mer alger i denne innsjøen senere på året, da det også ble registrert høyere verdier for totalfosfor og totalnitrogen. Vannmassene er næringsrikere enn den ene tidlige analyseserien fra mai 1996 tilsier, og må betegnes som meget næringsrik, eutrofe til polyeutrofe. Det er særlig en spesiell alge, *Gonyostomum semen*, som øker kraftig utover sesongen.

Innholdet av koliforme bakterier (37°C) var 20 pr. 100 ml, men ingen termotolerante koliforme bakterier (44°C) ble registrert.

Også her ble det samlet inn og analysert sedimentprøver. Analyseskjemaet viser et innhold av jern i sedimentene på 20500 µg/g Fe. Verdiene for aluminium var 4780 µg/g Al og barium, 314 µg/g Ba. Interessant er innholdet av titan på 4560 µg/g Ti. Verdiene for sink var 2900 µg/g Zn, kobber 45,9 µg/g Cu og bly 220 µg/g Pb. Sammenlignet med grensene for tilstand i sedimenter for ulike metaller gitt av Lithner (1989) for svenske sjøer, viser analyseresultatene for sink meget høyt innhold (kl.5), for bly høyt innhold (kl.4) og for kobber middels innhold (kl.3).

Verdiene for PCB-komponenter i sedimentene viser verdier for en del komponenter og for summen av PCB som er i den øvre delen av hva en tidligere har registrert for innsjøer som bare har diffuse, og ikke definerte tilførsler. Verdiene for hexaklorbenzen (HCB) (som bl.a. finnes i sporlyssammunisjon), octaklorstyren (OCS) og dekalorklorbifenyl (PCB 209) er særlig høye. Også verdiene for PAH-komponenter er høyere enn antatte bakgrunnsverdier med høy prosentvis andel av kreftfremkallende PAH-komponenter (KPAH) (vedlegg 6.9 og 6.10).

Majorsetertjern

Dette tjernet hadde på prøvetakingstidspunktet et siktedyp på 1,6 m. Fargen på vannmassene var også her brun, med et fargetall på 87,4 mg/l Pt og et innhold av totalt organisk karbon (TOC) på 13,2 mg/l C, altså sterkt humuspåvirket.

Vannmassene var noe sure, pH = 5,65. Som figur 6.5 viser har pH i denne lokaliteten på alle prøvetakingstidspunktene ligget i området 5,5-5,9. Innsjøen er ikke særlig ionerike, konduktiviteten var 3,22 mS/m i mai 1996. Tidligere har den ligget noe lavere. Det var svært lite partikkelinnhold med turbiditet på bare 1,0 FTU. Figuren viser at turbiditeten ved tidligere analyser har vært ennå lavere, omkring 0,5 FTU. Analysene av næringssalter viser ganske høye verdier for totalfosfor, 18 µg/l P, og totalnitrogen, 560 µg/l N, i mai 1996. Dette er markert høyere enn hva som er registrert tidligere i denne lokaliteten (figur 6.5).

Innholdet av koliforme bakterier (37°C) var hele 80 pr. 100 ml, men ingen termotolerante koliforme bakterier (44°C) ble registrert.

Klorofyllinnholdet var forholdsvis lite sammenlignet med de andre lokalitetene, bare 9,62 µg/l Chl a, analyseresultatet

av planteplanktoninnholdet for mai 1996 var på 914 mm³/m³. Etter Brettum (1989) viser dette, sett isolert, oligomesotrofe vannmasser. Tidligere undersøkelser i 1993 (Brettum 1994) samlet fra et senere tidspunkt av året, viste enda mindre innhold av alger, og da konkluderte en med ultraoligotrofe til oligotrofe vannmasser. Som en ser av figuren ble det i juli 1991 registrert et algevolum (Hongve & Løvstad 1991) som lå nærmere resultatet fra mai 1996, så det er tydelig at algevolumet i dette lille tjernet varierer relativt mye gjennom vekstsesongen og fra år til år. Det er bemerkelsesverdig at det forholdsvis store næringssaltinnholdet ikke gir større algebiomasse. Det er mulig at det meste av fosforet foreligger i en lite tilgjengelig form for algene, f.eks. bundet opp i humuskomplekser, og/eller at det er andre faktorer som virker hemmende på algeveksten.

Sedimentanalysene viser også her høy jernkonsentrasjon, 37900 µg/g Fe, og også høye verdier for aluminium med 25700 µg/g Al. Det høye aluminiumsinnholdet i sedimentene kan tyde på høyt innhold av dette metallet også i de frie vannmasser, noe som muligens er en årsak til det forholdsvis lave algevolumet. Hörnström et al. (1984) har konkludert med at i sure innsjøer med høyt aluminiumsinnhold, virker dette hemmende på veksten for mange planteplanktonarter, og at et høyt innhold av humusstoffer samtidig binder og feller ut fosfor fra vannmassene.

Konsentrasjonen av sink var 207 µg/g Zn og barium med 279 µg/g Ba. Konsentrasjonen av kobber og bly var henholdsvis 51,3 µg/g Cu og 116 µg/g Pb. I følge Lithner (1989) viser dette middels høye verdier for sink (kl.3) og høye verdier for kobber og bly (kl.4).

Verdiene for PCB-komponenter i sedimentene er lavere her enn i Sofrutjern, men antagelig høyere enn antatte bakgrunnsverdier. Det samme er også tilfelle med PAH-komponentene (vedleggene 6.9 og 6.10).

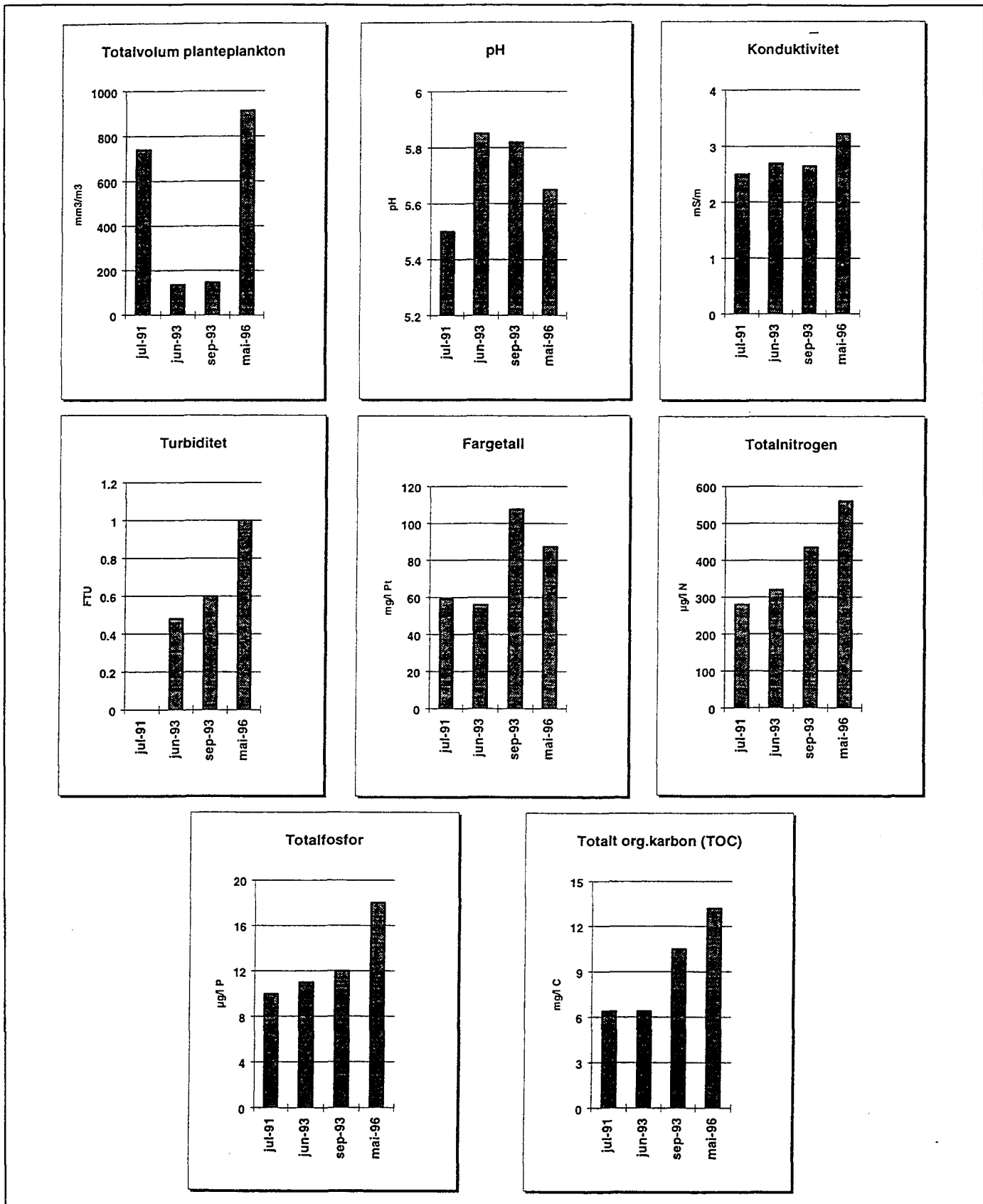
Sandtjern

Sandtjern er et tjern med klart definert innløp, men uten definert utløp. Vannet trenger ut av innsjøen via grunnen.

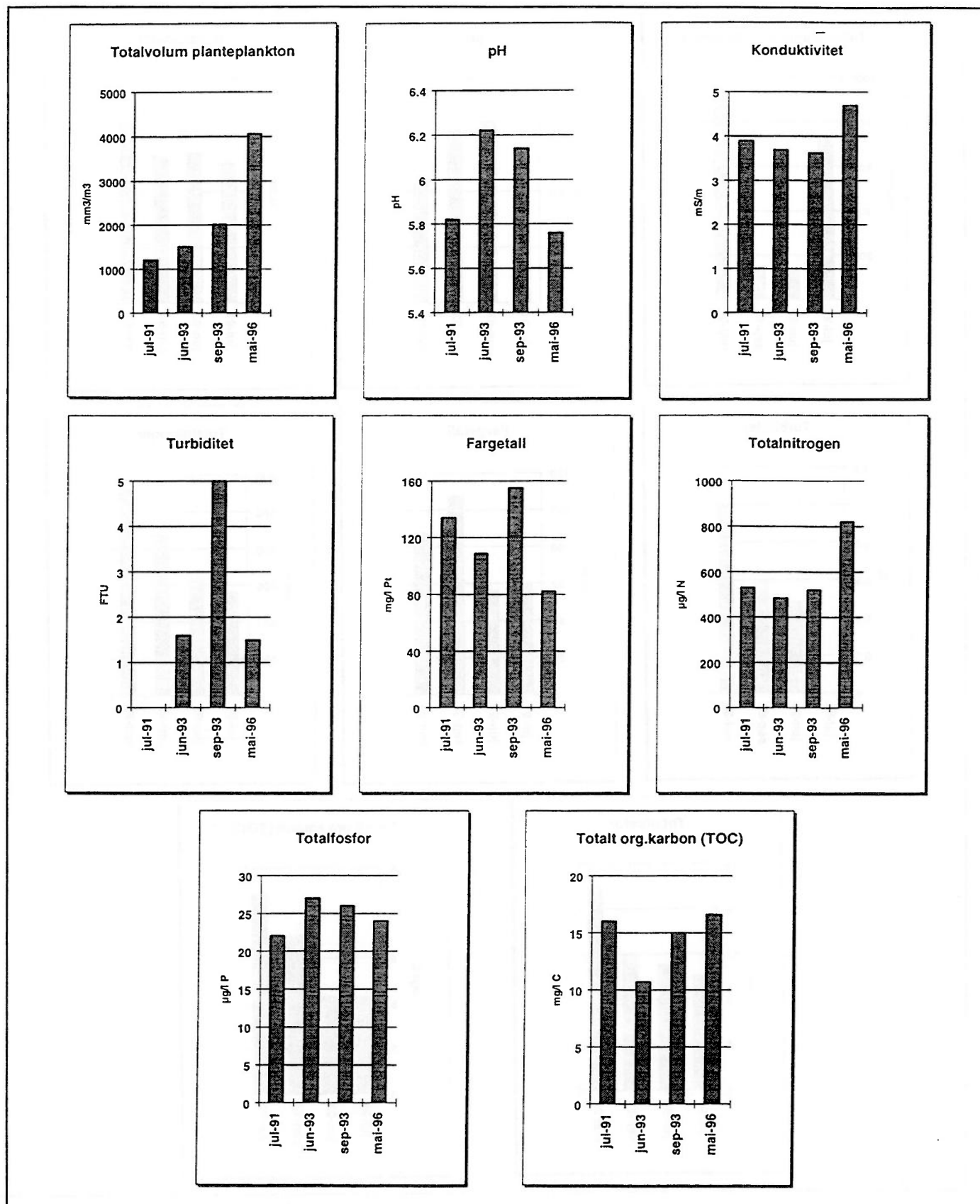
Også dette tjernet har forholdsvis sure vannmasser, pH = 5,76 på prøvetakingstidspunktet. Fargen var, som i de andre lokalitetene, sterkt brun. Fargetallet var 82,2 mg/l Pt og karboninnholdet (TOC) var på 16,6 mg/l C i mai 1996. Dette viser det store innholdet av humusstoffer. Som figur 6.6 viser har det ved tidligere undersøkelser av dette tjernet vært fargetall på mer enn 150 mg/l Pt. Ioneinnholdet er ikke spesielt stort, konduktiviteten var på 4,69 mS/m og partikkelinnholdet var lite, noe som vises ved en turbiditet på 1,5 FTU. Siden dette tjernet har et godt definert innløp, men ikke utløp, vil utvasking av erosionspartikler etter nedbørs- og snøsmeltingsperioder påvirke siktbarheten betydelig gjennom varierende partikkeltilførsler, noe som igjen påvirker lysklimaet i vannmassene.

Næringssaltinnholdet var stort, med totalfosfor på 24 µg/l P og totalnitrogen på 820 µg/l N.

Ved Sandtjern ligger en gård som har jordbruksaktiviteter tett ved vannet og høyst sannsynlig avrenning fra dette til vannet, noe som kan forklare de høye verdiene for næringssalter. Klorofyllinnholdet var også her stort, 26,2 µg/l Chl a, og analyseresultatene av planteplanktoninnholdet ga som resultat et totalvolum på 4054 mm³/m³. Dette viser næringsrikt, eutrofe, vannmasser (Brettum 1989). Tidligere undersøkelser av planktoninnholdet, Brettum (1994), ga



Figur 6.5
 Analyseresultater av totalvolum planteplankton og fysisk-kjemiske parametre fra Majorsetertjern.
 Fra undersøkelsene i mai 1996 og tidligere resultater.



Figur 6.6
 Analyseresultater av totalvolum planteplankton og fysisk-kjemiske parametre fra Sandtjern.
 Fra undersøkelsene i mai 1996 og tidligere resultater.

noe mindre volum den gang, og det ble da konkludert med middels næringsrike, mesotrofe, vannmasser.

Innholdet av koliforme bakterier (38°C) var 23 pr. 100 ml, og det ble registrert 2 termostabile koliforme bakterier (44°C) pr. 100 ml, noe som viser påvirkning av fekal forurensning fra varmblodige dyr eller mennesker.

Også her viser sedimentanalysene høye konsentrasjoner for jern med 48200 µg/g Fe og aluminium med 21800 µg/g Al. Verdier for titan på 400 µg/g Ti ble registrert. For øvrig var verdiene av barium 226 µg/g Ba. Verdien for sink, kobber og bly var henholdsvis 142 µg/g Zn, 29,3 µg/g Cu og 63,2 µg/g Pb.

Etter Lithner (1989) viser dette relativt lavt innhold i sedimentene av sink (kl.2) og middels innhold av kobber og bly (kl.4).

Analysene av PCB-komponenter i sedimentene viser betydelig lavere verdier her enn for de foregående innsjølokaliteter og summen er også betydelig mindre, antagelig ned mot de bakgrunnsverdier som en kan forvente i området. Også innholdet av PAH-komponenter er mindre her enn for de andre lokalitetene der slike analyser ble gjennomført (vedleggene 6.9 og 6.10).

Innløp Sandtjern

Analyseresultatene viser at vannmassene i innløpsbekken til Sandtjern var forholdsvis sure, pH= 5,69, men partikkelinnholdet var lite med en turbiditet på 1,5 FTU på prøvetakingstidspunktet. Konduktiviteten på 9,94 mS/m viser relativt ionerikt vann. Fargen på vannet her som i resten av de undersøkte vannlokalitetene i mai var sterkt brun med en fargeverdi på 107 mg/l Pt og et karboninnhold (TOC) på 13,5 mg/l C, som viser sterk humuspåvirkning av vannet. Innholdet av totalfosfor var forholdsvis lite, 11 µg/l P, mens det ble registrert høyt innhold av nitrogen, totalnitrogen på 700 µg/l N. Verdien for totalfosfor var betydelig lavere enn i selve Sandtjern, noe som tyder på en diffus tilførsel til tjernet fra nærområdet av fosfor.

Innholdet av koliforme bakterier (37°C) var 25, men det ble ikke registrert termotolerante koliforme bakterier.

Analyseskjemaet for metaller viser verdier over gjennomsnittet for 475 innsjøer i Norge, med bl.a. 800 µg/l Fe og for mangan, 55 µg/l Mn. Verdiene for kobber, 2,9 µg/l Cu, og sink, 7,6 µg/l Zn, var også over gjennomsnittet, men ikke mye. Verdiene for bly på 0,25 µg/l er omtrent som gjennomsnittet (Skjelkvåle et al. 1996).

Nordkulpen

Dette er en dødisgrop uten definert utløp, men med et relativt definert innløp i vannrike perioder. Fra kulpen ble det ikke samlet inn vann- eller sedimentprøver i mai 1996. I midlertid inngikk denne kulpen i referanseundersøkelsene for lokalitetene i området i juni og september 1993.

Resultatene den gang viste en vannlokalitet med svakt sure vannmasser, pH = 6,05 og 6,4, og ikke særlig ionerikt vann, konduktivitet 3,22 og 2,79 mS/m. Partikkelinnholdet den gang var relativt høyt, med turbiditet på henholdsvis 3,30 og 6,70 FTU. Fargeverdiene var også her svært høye, 84,6 og 140,0 mg/l Pt, og innholdet av totalt organisk karbon (TOC) var 11,5 og 8,5 mg/l C som viser sterkt humuspåvirkete vannmasser.

Innholdet av totalfosfor var svært høyt, henholdsvis 89 og 157 µg/l P, og også innholdet av nitrogen var meget høyt, 790 og 1100 µg/l N. Dette ga seg utslag i svært store planktonbestander, særlig i juni 1993, med et algevolum på hele 18000 mm³/m³ dominert av en gullalge (*Chrysophyceae*), *Mallomonas caudata*. Nordkulpen representerer blant de mange variantene en finner i Gardermoen-området av ulike innsjøtyper, en ekstremt næringsrik lokalitet med et svakt bekketiløp i perioder med sterk nedbør og i snøsmeltingen, men uten utløp. Lokaliteten kan ha kraftig dominans av planktonalger fra ulike algegrupper fra år til år og innen en og samme vekstsesong og er dermed interessant som en spesiell lokalitetstype i dette området.

De svært store algevolumene som er registrert viser, på samme måte som det svært høye næringssaltinnholdet, at vannmassene i Nordkulpen er hypereutrofe, det vil si svært næringsrike med et høyt vekstpotensiale.

6.4 Verneverdighet for de undersøkte vannlokalitetene

Verdivurderingen bygger på resultater fra denne undersøkelsen og på tidligere undersøkelser fra dette området som er oppsummert i Erikstad & Halvorsen (1992). Det er i første rekke mangfoldet av innsjøtyper innenfor de aktuelle alternativer og i Gardermoen-området for øvrig, som gir så høy verdi. Den store variasjonen i vannlokalitetstyper som en her finner samlet innenfor et meget begrenset og enhetlig område geografisk, topografisk og ikke minst klimatisk, gjør området faglig svært interessant både nasjonalt og internasjonalt.

I Erikstad & Halvorsen (1992) har Sofrutjern, Grovtjern, Nordkulpen, Majorsetertjern og Fugletjern internasjonal verneverdi, mens Sandtjern og Aurtjern har nasjonal verneverdi. Sessvolltjern og tjernet nord for Sessvolltjern er ikke vurdert av Erikstad & Halvorsen (1992). På grunnlag av amfibieforekomstene vil vi imidlertid si at tjernet nord for Sessvolltjern har lokal verdi, mens Sessvolltjern etter våre undersøkelser har minst verdi av vannene og ikke kommer inn under definisjonen av lokal verdi.

6.5 Sårbarhetsvurdering av lokalitetene

Forurensning

I disse områdene vil alle åpne vannkilder som bekker og innsjøer være sårbare for forurensning. Også nærområdene til vannforekomstene er sårbare. Vi antar her en sone på 50 m på begge sider av bekk og 100-150 m rundt innsjøer som en relevant grense.

Slitasje

Når det gjelder slitasjesårbarhet, er vann med myr og flyte- torv meget sårbare for ferdsl, og en generell buffersone på 100-150 meter rundt vannene er viktig også her. Unntatt er Aurtjern og Fugletjern da breddene rundt disse vannene for en stor del består av sand og hardere masser. Slitasje i disse områdene vil i mindre grad ha innvirkning på vannkvaliteten i vannene. Disse områdene er imidlertid omfattet av forslaget til verneområde.

Forstyrrelse

Ferskvannsfauunaen er ikke sårbar for forstyrrelse. Der det finnes amfibier forutsetter dette imidlertid at buffersonen rundt vannene respekteres. Stor aktivitet i denne sonen vil kunne få negative effekter på amfibienes landlevende stadier.

6.7 Konsekvenser og avbøtende tiltak

Tiltaket vil ha liten eller ingen konsekvens for vannforekomstene under forutsetning av at aktiviteten tar hensyn til de vurderinger som er gjort med hensyn til verdi- og sårbarhet for de enkelte vannforekomstene og at de foreslåtte avbøtende tiltak gjennomføres. Konsekvensene vil trolig bli minst for Bergermoenalternativet. Om ikke forutsetningen over er holdbar, vil konsekvensene kunne bli store knyttet til Aurtjern, Sofrutjern, Grovtjern, Nordkulpen og Sandtjern med bekk helt opp til og inkludert Hauersestermosan.

Målsettingen for avbøtende tiltak er at bruken av området blir slik at en unngår å endre på de enkelte innsjøenes tilstand slik de er idag både hydrologisk, fysisk-kjemisk og biologisk. Inngrep og forurensningskilder bør holdes unna vannforekomstene.

En rimelig buffersoner rundt de aktuell vannlokalitetene med tilløpsbekker vil være et viktig tiltak som vil bidra til at vannkvaliteten forblir mest mulig uendret samtidig som viktige biotoper rundt vannene beskyttes. Dette vil også være av betydning for amfibiene slik at de sikres områder som er viktige for deres livssyklusstadier på land. Buffersonen bør være på 100-150 m rundt tjernene og 50 m på hver side av bekk.

6.7 Litteratur

Brettum, P. 1989. Alger som indikator på vannkvalitet. Planteplankton. - NIVA-rapp. 2344. Statens forurensningstilsyn (SFT): 111 s.

Brettum, P. 1994. Referanseundersøkelser av grytehullsjøene i Gardermoen-området 1993. - NIVA-rapp. 3015. Oslo Hovedflyplass A/S: 116 s.

Dolmen, D. 1993. Feltherpetologisk guide. - Universitetet i Trondheim. 33s.

Eie, J. A. 1982. Atnavassdraget hydrografi og evertebrater - en oversikt. - Kontaktutv. vassdragsreg., Univ. Oslo, Rapp. 41: 1-76.

Erikstad, L. & Halvorsen, G. 1992. Områder med nasjonal og internasjonal naturverdi ved Hauersester-trinnet, Akershus fylke. - NINA Oppdragsmelding 136: 1-28.

Erikstad, L., Brettum, P., Halvorsen, G., Storeid, S.E. & Walseng, B. 1995. Gardermoen - limnologiske undersøkelser 1994-95. - NINA oppdragsmelding 396: 1-46.

Flössner, D. 1972. Krebstiere, Crustacea, Kiemen- und Blattfüsser, Branchiopoda, Fischläuse, Branchiura. - Tierwelt Deutschl. 60: 1-501.

Halvorsen, G., Storeid, S.E., Sporsheim, P. & Walseng, B. 1994. Ferskvannsbioologiske undersøkelser av grytehullsjøene i Gardermoen-området. - NINA Forskningsrapport 57: 1-42.

Herbst, H.V. 1976. Blattfusskrebse (Phyllopoden: Echte Blattfüsser und Wasserflöhe). - Kosmos-Verlag Franckh, Stuttgart, 130 s.

Holtan, H. & Rosland, D. 1992. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. - SFT-veiledning (Statens forurensningstilsyn) nr.92:06. Kortversjon.

Hongve, D. 1992. Verneverdige innsjøer på Øvre Romerike. - Vann 27: 21-28.

Hongve, D. & Løvstad, Ø. 1991. Verneverdige innsjøer Gardermoområdet. - Limnoconsult, Upubl. rapport: 1-43.

Hörnström, E., Ekström, C. & Duraini, O. 1984. Effects of pH and Different Levels of Aluminium on Lake Plankton in the Swedish West Coast Area. - Rep. Inst. Freshwat. Res., Drottningholm. No. 61: 115-127.

Kiefer, F. 1973. Ruderfusskrebse (Copepoden). - Kosmos-Verlag, Franckh, Stuttgart, 99 s.

Kiefer, F. 1978. Freilebende Copepoda. - Elster, H. J. & Ohle, W., red. Das Zooplankton der Binnengewässer 26: 1-343.

Lithner, G. 1989. Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Bakgrundsdocument 2. Metaller. - Naturvårdsverket. Rapport nr. 3628: 80 s.

Rylov, W. M. 1948. Freshwater Cyclopoida. Fauna USSR, Crustacea 3 (3). - Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem 1963, 314 s.

Sandlund, T. & Halvorsen, G. 1980. Hydrografi og evertebrater i elver og vann i Kynnavassdraget, Hedmark, 1978. - Kontaktutv. vassdragsreg., Univ. Oslo. Rapp. 14: 1-80.

Sars, G.O. 1903. An account of the Crustacea of Norway. IV Copepoda, Calanoida. - Bergen, 171 s.

Sars, G.O. 1918. An account of the Crustacea of Norway. VI Copepoda, Cyclopoida. - Bergen, 225 s.

Skjelkvåle, B. L., Henriksen, A., Vadset, M. & Røyset, O. 1996. Sporelementer i norske innsjøer. Foreløpige resultater for 473 sjøer. - NIVA-rapp. 3457-96. 18 s.

Skov, A. 1985. Livssyklus og tetthetsvariasjoner til zooplankton i et skogstjern, Store Finnetjern, Gjerstad, Vest-Agder 1980-82. - Hovedfagsoppgave i spesiell zoologi, Univ. Oslo, 131.

Smirnov, N.N. 1971. Chydoridae. Fauna USSR, Crustacea 1 (2). - Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem 1974, 644 s.

Wærvågen, S.B. 1985. En limnologisk studie av Gjerstadvatn i Aust-Agder med spesiell vekt på zooplanktonsamfunnets livshistorier og populasjonsdynamikk. - Hovedfagsoppgave i spesiell zoologi, Univ. Oslo, 177 s.

7 Forurensning - avrenning til grunnvann

Ole Åstebøl & Oddmund Soldal (GEOfuture as)

7.1 Forutsetninger og kriterier

Konsekvensene for grunnvann er vurdert i forhold til de forurensningsmessige virkninger på grunnvannskvaliteten av planlagt øvingsvirksomhet. Utredningen tar utgangspunkt i dagens forurensningssituasjon, planlagt utvikling i feltet og risikoen for forurensning forbundet med tiltaket dvs. grunnvannets sårbarhet for forurensning. De forurensningsmessige virkninger er vurdert i forhold til grunnvannets verdi mht. potensiell utnyttelse som vannforsyningskilde og grunnvannets betydning for overflatevann, myrer og våtmarker. Hovedkriteriet for sårbarhetsvurderingen er basert på umettet sone sin bufferevne mot at forurensninger skal trenge ned til grunnvannsspeilet (umettet sone = jordlaget over grunnvannsspeilet). Et hovedprinsipp som er lagt til grunn for konsekvensvurderingene, er at grunnvannet skal sikres mot forurensning med sikte på framtidig bruk som drikkevannskilde (Miljøverndepartementet 1994, RPR). En konkret utnyttelse av grunnvann til vannforsyning, kan innebære en skjerping av tiltak i forhold til det som er foreslått i rapporten. Tiltakets konsekvenser er vurdert i forhold til den forventede utvikling i området dersom tiltaket ikke realiseres, dvs. 0-alternativet for området. Eksisterende leiområder på Sessvollmoen og Hauer seter inngår ikke i konsekvensvurderingen.

For de to alternative øvingsområdene er beskrivelsene disponert på følgende måte:

- Status der grunnvannsressursen, dagens situasjon og utvikling i beskrives.
- Sårbarhetsvurdering som beskriver risikoen for forurensning av grunnvannet fra den militære aktiviteten.
- Konsekvenser av tiltaket der konsekvensenes grad, lokalisering og permanens beskrives for tiltaks- og influensområdet.
- Avbøtende tiltak der aktuelle tiltak for å redusere risikoen for forurensning beskrives.
- Oppfølgende undersøkelser der behov for ytterligere dokumentasjon om forurensningskilder og kontroll av tiltakseffekter beskrives.

Alle vurderinger er foretatt på basis av eksisterende publikasjoner, lokalkunnskap og befaringer.

7.2 Forurensningskilder

Tiltaket består i etablering av øvingsområde og skytebaner. De primære aktivitetene i øvingsområdet vil være tidvis stor kjøreaktivitet på veisystemene. Kjøretøyene vil kjøre ut i veienes nærområde for kamuflering. Utover dette inngår det ikke ordinær kjøring i terrenget. Terrenget utenfor veiene vil bli brukt av personell til fots ved både stasjonære og bevegelige aktiviteter.

Skytebaner som inngår i tiltaket er eksisterende baner som ligger innenfor de alternative områdene på Sessvollmoen og Hauer seter. Disse banene har vært i bruk i lengre tid. Tiltaket omfatter skyting med i hovedsak 7,62 mm og 9 mm ammunisjon som best kan sammenlignes med pistol og rifle.

Følgende aktiviteter kan medføre risiko for forurensning av grunnvannet:

- akutte utslipp av olje og drivstoff fra kjøretøyer
- søl og akutte utslipp av drivstoff i forbindelse med øvelse på etterforsyning i felt
- utlekking av tungmetaller fra kulefangervoller på skytebanene

Sanitærsystemet baseres på tette toaletter og transport av avfallet ut av områdene. Opplegget medfører således ikke noe forurensende utslipp i øvingsområdet.

Utslipp fra kjøretøyer kan tenkes skje som følge av uhell ved kjøring i terreng i forbindelse med kamuflasje. Kjøretøyene (lastebil) har et tankvolum på 200 liter. Kjøretøyene er tilpasset terrengkjøring, og sannsynligheten for denne type utslipp antas å være liten.

Ved øvelse på etterforsyning av drivstoff i felt (drivstoff-tropp), kjøres tankbiler ut i øvingsområdet. Tankbilene transporterer med seg ca 7000 liter drivstoff tilsammen. Hver tank har et volum på 4000 - 4500 l. I øvingsområdet fylles drivstoff fra tankbiler over på 20 l kanner. Kannene fraktes deretter tilbake til leiområde for tilbakefylling til tankbil. Ved påfylling av kanner vil det alltid bli noe søl fra koblinger etc. I følge Forsvaret dreier dette seg om noen liter (4-5 l). Det foreligger ingen konkrete registreringer av hvor store kvanta som søles.

Nedtrengningen av drivstoff i løsmasser er avhengig av utslippets størrelse og jordartens evne til å holde på/binde utslippet. Faren for nedtrengning av drivstoff til grunnvannet er i tillegg avhengig av dybden til grunnvannet. Jordas evne til å holde på drivstoff er avhengig av jordas grovhet. Bindingskapasiteten (eg. residualkapasitet) øker med økende grad av finkornighet i jorda. Finsand har således større bindingskapasitet enn grus pr. volumenh. Bindingskapasiteten for bensin i grus er ca 4 l/m³ og i middels/fin sand ca 17 l/m³ når jorda er vannmettet (feltkapasitet) (Ammentorp 1984). Hvis et utslipp er mindre enn jordmassens totale bindingskapasitet over grunnvannsspeilet, vil utslippet holdes tilbake i jordmassen uten at grunnvannet forurenses.

Øvelser i terrenget til fots vil ikke representere noen risiko for forurensning av grunnvannet.

På Sessvollmoen ligger det i alt 19 store og små skytebaner. En del av banene ligger i forsengkninger i terrenget der det er tatt ut masser. Ved disse banene fungerer siderne/skjæringene i forsengkningene som kulefangervoller. De øvrige banene har helt eller delvis oppbygde kulefangervoller (se figur 7.1 og 7.2). Alle kulefangervollene består av grus og sand. Dybden til grunnvannet i området er 12-15 m under naturlig terreng.

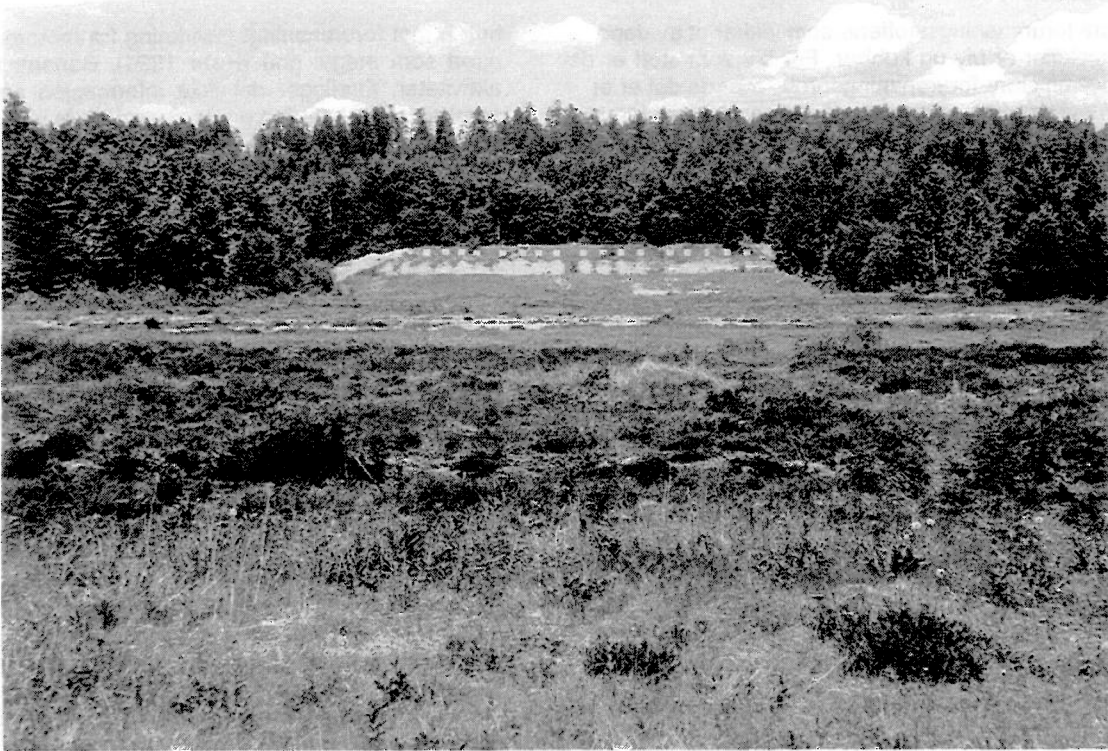
På Hauer seter ligger det 4 større skytebaner. Kulefangervollene er bygd opp av sand over naturlig terrengnivå (se figur 7.3 og 7.4). Dybden til grunnvannet i området er ca 10 m.



Figur 7.1
Skytebane på Sessvollmoen. Kulefangervoll i stedege løsmasser under opprinnelig terreng.



Figur 7.2
Skytebane på Sessvollmoen med kulefangervoll bygd opp over naturlig terrengnivå.



Figur 7.3
Skytebane på Hauerseier. Kulefangervoll sees i bakgrunnen.



Figur 7.4
Skytebane på Hauerseier. Kulefangervoll bygd opp av sand over naturlig terrengnivå.

De viktigste forurensningsstoffene som lekker ut av depo nerte prosjektiler er bly og kobber. For bly som stoff er det knyttet spesielt store forurensningsproblemer da det er et ikke essensielt stoff som kan føre til skader i økosystemet ved lave konsentrasjoner. Det er også knyttet store problemer til bly dersom det forekommer i forhøyede konsentrasjoner i drikkevann.

Generelt er utlekkingen av metaller fra kulefangervoller mindre enn fra feltskyttebaner. I kulefangervoller som ligger tørt (kun nedbørinfiltrasjon) og består av masser med lavt innhold av organisk materiale (humusstoffer) som på Sessvollmoen og Hauer seter, er korrosjonen på prosjektilene generelt svært liten. Det vil si at utlekkingen av metaller er liten. Den lille mengden som løses ut, oksyderes raskt på sedimentoverflaten til f.eks. blyoksid som ikke synes å være gjenstand for videre angrep. Stikkprøver av grunnvann ved kulefangervoller har ikke påvist unormale metallkonsentrasjoner. Risikoen for påvirkning av grunnvannet fra kulefangervollene vurderes derfor som liten (Rognerud 1996, Rognerud pers. medd.)

7.3 Bergermoen

7.3.1 Statusbeskrivelse

Grunnvannets strømning innenfor øvingsområdet er vist i **figur 7.5**. Mellom Nordmorkorset og Stormosan går det et grunnvannsskille. Nord for grunnvannsskillet strømmer grunnvannet mot Hurdalssjøen. Sør for grunnvannsskillet strømmer grunnvannet mot Hersjøen og Risa. Med hensyn til potensiell utnyttelse av grunnvann til vannforsyning, er det magasinet på og sør for grunnvannsskillet som er av interesse. Tidligere utredninger har definert et område ved Nordmoen og et ved Hersjøen/Risa som aktuelle uttaksområder for grunnvann (se **figur 7.6**) (Akershus fylkeskommune & Luftfartsverket, 1991). For større grunnvannsuttag er det kun områder på nord- og vestsiden av Hersjøen som er vurdert som aktuelle (se **figur 7.7**) (GEOfuturum, 1993). Med hensyn til potensiell forurensningsspredning fra øvingsfeltet ligger dette uttaksområdet innenfor feltets potensielle influensområde (se senere vurdering).

Nannestad kommune har tidligere utredet uttak av grunnvann fra Nordmoen. Nannestad har imidlertid senere gått sammen med nabokommunene, Forsvaret og Oslo Hovedflyplass om felles fremtidig vannforsyning fra Bjertnessjøen. En brønn på Nordmoen forsyner i dag et mindre privat vannverk (A/L Honavann) med 800 personer tilknyttet. Det foreligger ingen opplysninger om andre eksisterende store grunnvannsuttag innenfor øvingsområdet. Deler av bebyggelsen kan ha enkelthusbrønner.

Forsvaret har til nå hatt øvingsområder sør for Rv 176 i tillegg til leiområder med skytebaner (Sessvollmoen). Nord for Rv 176 har det til nå ikke foregått noen virksomhet som har hatt forurensningsmessig betydning for grunnvannsressursen. Gardermobanen som går gjennom sentrale deler av området, er under utbygging. Av mulige forurensningsutslipp fra banen i driftsfasen er akutte utslipp ved uhell og utlekking av plantevernmidler brukt til ugrasbekjempelse.

En motorpark er under planlegging mellom Rv 176 og Bergerlinna/Stormosan. Motorparken er vurdert å ikke representere noen stor forurensningsrisiko for grunnvannet under forutsetning av at søl og utslipp av drivstoff ikke forekommer. Når det gjelder grunnvannskvaliteten i aktuelle uttaksområder ved Hersjøen/Risa, er den naturgitte sikker-

heten mot forurensningspåvirkning fra motorbanen karakterisert som meget god (Røhr 1994). Bortsett fra de nevnte aktiviteter, foreligger det ikke informasjon om annen virksomhet som kan forventes iverksatt hvis øvingsområdet ikke etableres på Bergermoen. Fra Forsvarets side er det konkludert med at planlagt øvingsområde på Bergermoen ikke er forenlig med etablering av motorparken.

7.3.2 Sårbarhetsvurdering

Ut fra foreliggende informasjon er søl og akutte utslipp av olje og drivstoff fra kjøretøyer de viktigste forurensningskildene for grunnvannet. Konsekvensene av evt. forurensning er avhengig av hvor utslippet skjer sett i forhold til grunnvannets sårbarhet, uttaksområder for grunnvann og grunnvannets kontakt med overflaten (kilder, myrområder etc.). Områder med høy sårbarhet og overflatenært grunnvann (kilder, myr etc) vil i praksis være sammenfallende.

Akutte utslipp kan i praksis inntreffe innenfor hele det området som vil bli trafikkert med kjøretøyer. Forsvaret har foretatt en arealmessig avgrensning av øvingsområdene i ulike brukskategorier deriblant bruk av kjøretøyer (kfr. FrG 1996). Grunnvannets sårbarhet i de trafikerte områdene vil derfor stå sentralt i vurderingen av konsekvensene for denne aktiviteten.

Det er foretatt en arealmessig oppdeling av øvingsområdene i forhold til grunnvannets sårbarhet for forurensning. I vurderingen er følgende forhold lagt til grunn:

- overflatejordart
- dybde til grunnvannet
- grunnvannets strømningsretning

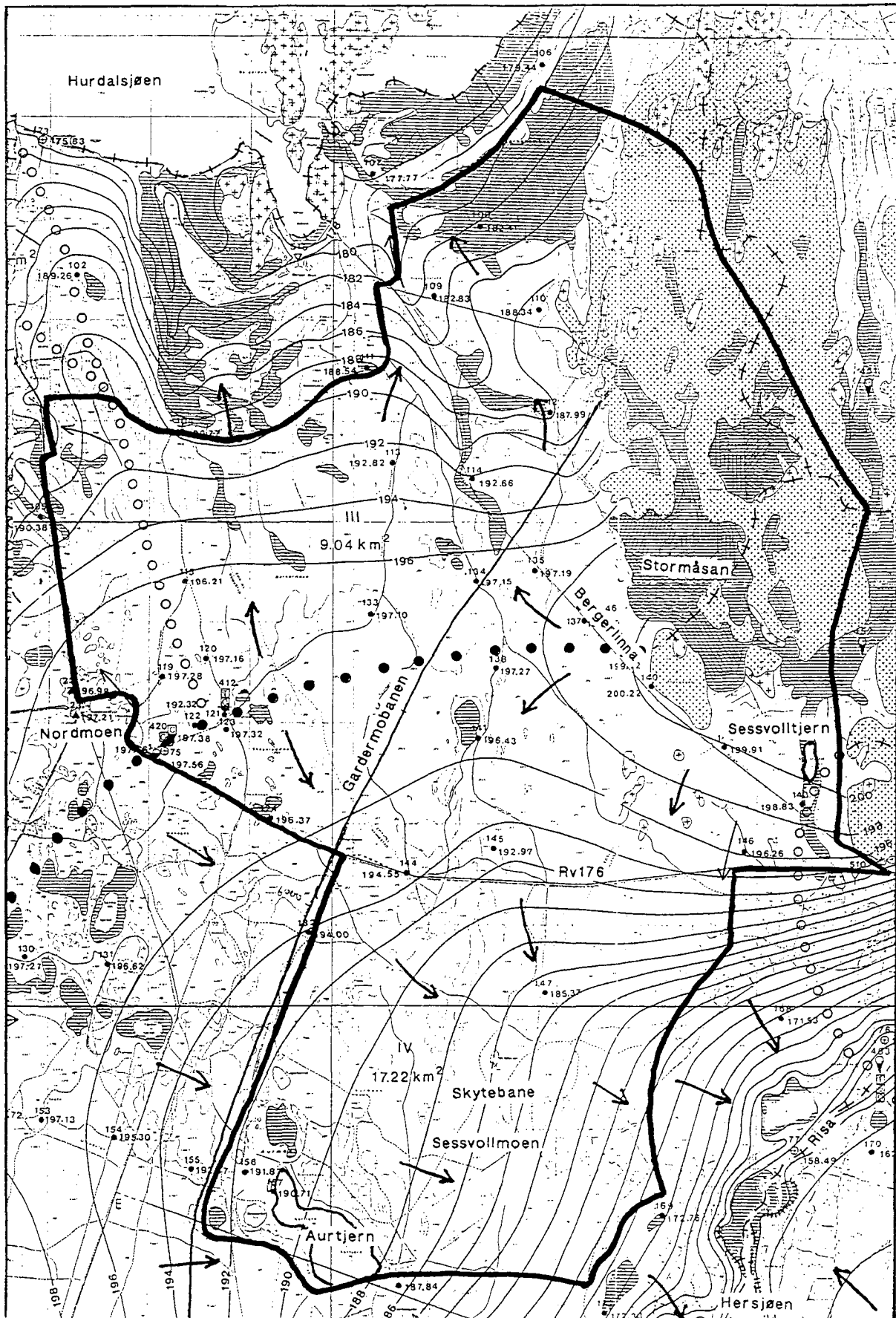
Kornfordeling, strømningshastighet etc. i akviferen er ikke medregnet. Sårbarhetsvurderingen er først og fremst utarbeidet med henblikk på utslipp av oljeprodukter.

Grunnlagsmaterialet har vært:

- kvartærgeologiske kart i målestokk 1:20 000 og 1:50 000 (Østmo & Olsen 1976/79)
- hydrogeologisk kart fra Øvre Romerike (Østmo 1976)
- rapporten «Vurdering av grunnvann som råvannskilde til vannforsyning på Øvre Romerike» (GEOfuturum as 1993)

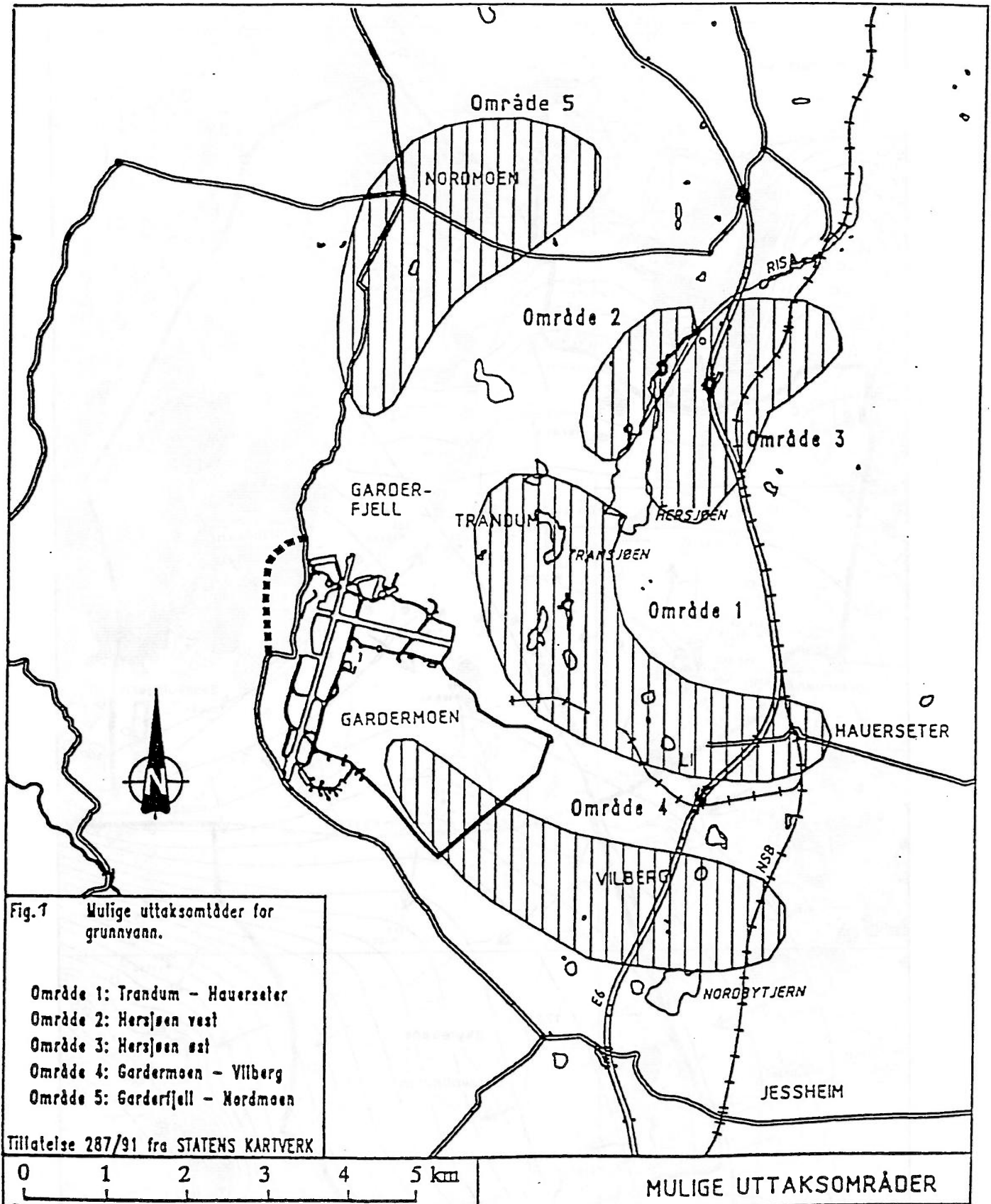
Nord for grunnvannsskillet går overflatesedimentet over fra finsand/silt (vindavsetning) til et belte med sand for lenger nord å gå over til finkornige marine avsetninger. Den viktigste delen av det potensielle uttaksområdet ligger sør for grunnvannsskillet fra Nordmoen og 2 km østover. Denne delen av grunnvannsmagasinet er generelt dekket av finsand som gir relativt bra beskyttelse mot forurensning.

Mektigheten av den umettede sonen varierer mellom ca 2 m på grunnvannsskillet, og 8 m i nordlige avgrensning av sandavsetningene. Ved Rv 176 er mektigheten ca 5 m og mektigheten øker ut mot terrassekantene i sørøst. Dødisgropene Aurtjern og Vekatomyra danner direkte kontakt mellom overflaten og grunnvannet og er således sårbare områder. De østlige deler av øvingsområdet er høyereliggende områder bestående av myrområder (Stormosan) og områder med tynt usammenhengende morenedekke. Stormosan er et drenert myrområde med overflateavløp mot nord gjennom Borkhyttedalen, men også med deldrenering mot Sessvolltjern.

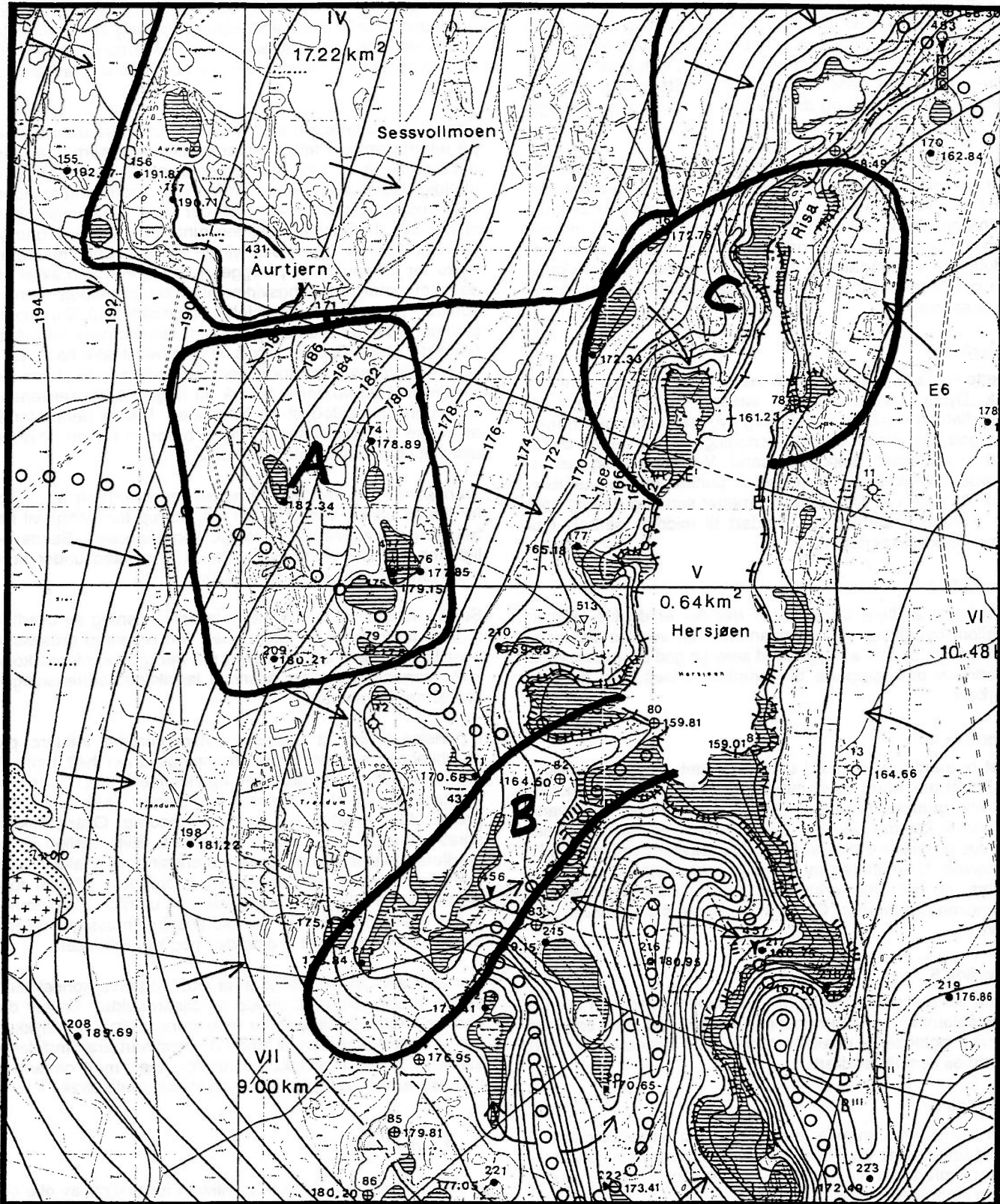


Figur 7.5

Kartutsnitt som viser øvingsområde Bergermoen, grunnvannets strømningsretning (piler) og grunnvannsskille (fylte sirkler). (Kartgrunnlag - Østmo 1976).



Figur 7.6
 Mulige uttaksområder for grunnvann.



Figur 7.7

Prioriterte alternative brønnområder (A-C) for store uttak av grunnvann med avgrensning av influenssoner for beskyttelse (60-døgnszone). Forventet uttaksmengde 150-300 l/s. Den sørlige avgrensningen av øvingsområdet Bergermoen er inntegnet.

Område 1

Løsmassene i overflaten består av morene og myr i øst og sand i vest. Det er forventet liten dybde til grunnvannet i området (mindre enn 5 m). Det kan skje ukontrollert overflateavrenning fra moreneområdene som infiltreres i grunnvannsmagasinet vest for Stormosan. Stormosan er trolig grunnvannsbetinget og danner både inn- og utstrømningsområde for grunnvann.

Område 1 ansees som det mest sårbare området angående grunnvannsforurensning innenfor alternativet Bergermoen. Grensen for område 1 er trukket et stykke vest for Stormosan/Bergerlinna selv om områdene her har sand i overflaten. Dette er gjort bl.a. på grunn av at oppstikkende fjellblotninger i området kan fungere som effektive drenskkanaler ned til grunnvannet, dvs. høy sårbarhet for grunnvannsforurensning.

Område 2

Dette området vurderes til å være egnet til grunnvannsuttak. Dybden til grunnvannet varierer mellom 2 og 6 m. Overflaten er dekket av finkornig flygesand som gir en relativt god beskyttelse mot forurensning. I østlig del av området er overflaten dekket av sand. Vekatomyra og nærliggende forsenkninger i terrenget er punkter med høy sårbarhet. På grunn av til dels liten umettet sone og dødisgroper er område 2 samlet sett vurdert til middels sårbart mot grunnvannsforurensning.

Område 3

Området har flere dødisgroper der det er direkte kontakt mellom overflaten og grunnvannet. Den vestlige delen av området er dekket av flygesand som gir god beskyttelse. På grunn av dødisgroperne blir området ansett som middels sårbart.

Område 4

Det er sand i overflaten i dette området. Grunnvannstrømmen går mot nord, og grunnvannet vil ha kortere oppholdstid enn grunnvannet lenger sør. Evt. forurenset grunnvann vil derfor komme raskere til overflaten. Ved Nordmorkorset er det en brønn i drift som kan bli påvirket ved evt. forurensning. Mektigheten av umettet sone varierer fra 2-8 m. Ellers er det ikke antatt store utnyttingsmuligheter for grunnvann i området. Området vurderes som middels sårbart.

Område 5

Området har større mektighet på umettet sone enn de andre delområdene. Grunnvannstrømmen går mot sørøst i retning potensielle uttaksområder ved Hersjøen. Området vurderes som lite sårbart.

Område 6

Det er generelt marine avsetninger og vindavsetninger i området som gir god beskyttelse mot grunnvannsforurensning. Området er lite sårbart. Uttaksmulighetene for grunnvann i området er svært begrenset.

7.3.3 Konsekvenser av tiltaket

Konsekvensene av tiltaket er avhengig av sårbarheten i de områder ulike aktiviteter lokaliseres. Øvingsområdet er inndelt i ulike brukskategorier (kfr. FrG 1996). Primære områder, dvs. områder som vil bli gjenstand for størst belastning og mest intensiv bruk (bruk av kjøretøyer), havner

delvis i klasse høy og delvis i klasse lav/middels sårbarhet. De øvrige deler av området med høy sårbarhet planlegges til sekundær bruk dvs. dårlig egnet til trening av motoriserte avdelinger, men egnet til enkeltmannsutdanning. Øvelser til fots representerer ingen risiko for forurensning av grunnvannet.

Tiltaket vil medføre søl av drivstoff i forbindelse med øvelse på etterforsyning i felt. I områder med høy sårbarhet kan dette medføre en viss lokal forurensning. Generelt er dette uheldig. Slike utslipp vil imidlertid ikke representere noen reell trussel for hovedmagasinet der store grunnvannsuttak er aktuelle. I beskyttelsessonen rundt eksisterende grunnvannsanlegg på Nordmoen vil all aktivitet som medfører risiko for forurensning, pålegges restriksjoner. I praksis vil det si at motorisert øvingsvirksomhet ikke er aktuelt i denne sonen. I planene for øvingsfeltet vil området på Nordmoen bli brukt til tertiær bruk samt lagt ut til landskapsvernområde (kfr. FrG 1996). Øvelser til fots vil som nevnt ikke ha negative konsekvenser innenfor sonen. De foreliggende planer for øvingsområdet vurderes ikke å ha negative konsekvenser for grunnvannsanlegget på Nordmoen. Det er behov for å avgrense beskyttelsessonen rundt brønnen før evt. militær aktivitet i området planlegges i detalj.

Transporten av drivstoff i terrenget representerer en risiko for akutte utslipp ved uhell. Et evt. utslipp fra tankbil vil ha betydelige forurensningsmessige konsekvenser. Sannsynligheten for slike hendelser antas å være liten under normale forhold, men kan ikke utelukkes.

Søl av drivstoff som kun medfører forurensning av overflatearene jordmasser, vil brytes ned ved naturlige prosesser over tid. Ved evt. større utslipp må det gjennomføres konkrete saneringstiltak for å unngå langsiktige forurensningsproblemer i grunnvannet.

I prinsippet kan et utslipp i øvingsområdet influere på grunnvannskvaliteten langs strømningsbanen helt frem til vassdrag dvs. til Hurdalssjøen og Hersjøen/Risa. Det betyr at utslippet har et influensområde utenfor tiltaksområdets grense som strekker seg frem til vassdrag. Oljeprodukter spres generelt lite med grunnvannet. Evt. utslipp som medfører massiv grunnvannsforurensning vil i alle tilfelle måtte renses opp slik at spredning stoppes. Tiltaket forventes derfor ikke å ha konsekvenser utenfor tiltaksområdet. I øvingsområdet vil de forurensningsmessige konsekvensene være knyttet til områder med kjøreaktivitet.

Generelt sett anses tiltaket å ha små negative konsekvenser for grunnvann mht. utslipp av oljeprodukter. En ser da bort fra ekstreme situasjoner med store utslipp ved ulykker der konsekvensen kan bli stor. I de mest sårbare områdene kan man få uheldige lokale forurensninger, men omfanget kan begrenses ved gjennomføring av relevante tiltak.

7.3.4 Avbøtende tiltak

Aktuelle tiltak for å begrense risikoen for utslipp av olje og drivstoff kan være:

- unngå omfylling av drivstoff i det mest sårbare området. Generelt unngå omfylling i direkte nærhet til åpne vannflater og myrområder, forsenkninger med liten avstand til grunnvann og i områder med liten eller ingen jordoverdekning over fjell
- rutiner ved omfylling av drivstoff gjennomgås for å redusere søl mest mulig

- bruke adsorberende matter etc. som suger opp drivstoffsøl ved omfylling
- etablere retningslinjer og rutiner for rapportering av ekstraordinære søl og akutte utslipp
- etablere beredskap for å håndtere større akutte utslipp fra tankbil

7.3.5 Oppfølgende undersøkelser

Hvis tiltaket gjennomføres, bør aktiviteten i øvelsesfeltet følges opp for å kartlegge nærmere utslippet av oljeprodukter, om de tiltak som er foreskrevet gjennomføres og om tiltakene har den forventede effekt.

7.4 Hauer seter

7.4.1 Statusbeskrivelse

Grunnvannets strømnings innenfor øvingsområdet er vist i **figur 7.8**. Et grunnvannsskille går i øst-vestlig retning gjennom Hauer setermåsan. Nord for skillet strømmer grunnvannet i retning NV mot Hersjøen og Risa. Sør for grunnvannsskillet strømmer grunnvannet vestover mot Dagsjøen som er et utstrømningsområde. Dagsjøen har avløp til Hersjøen.

Områder langs Hersjøen og Risas østside, og som strekker seg inn i øvingsområdets nord-vestlige deler, er vurdert som mulig uttaksområde for grunnvann til vannforsyning. Et annet aktuelt uttaksområde beliggende sør for Hersjøen, strekker seg østover til Hauer seter. For større grunnvannsuttak er det kun områder på nord- og vestsiden av Hersjøen som er aktuelt (**figur 7.6** og **7.7**). Det foreligger ikke informasjon om eksisterende større grunnvannsuttak innenfor øvingsområdet. Hauer seter leir har en grunnvannsbrønn, men denne planlegges tatt ut av drift i forbindelse med fremføring av kommunalt vann. Bebyggelsen i området kan ha enkelthusbrønner.

Sør i øvingsområdet ligger Hauer seter leir med skytebaner beliggende NØ for leirområdet. I øvingsområdet forøvrig er det ikke kjennskap til aktiviteter av forurensningsmessig betydning for grunnvannet med unntak av dyrket mark og en avfallsfylling. Jordbruksarealene ligger S og SV for Major seter og NV for Hauer seter leir. På arealene drives kornproduksjon. Fra dyrket mark vil det skje en utvasking av nitrogen som gir forhøyede konsentrasjoner av nitrat i grunnvannet. Avfallsfyllingen ligger nord i øvingsfeltet. Det må forventes en viss påvirkning på grunnvannskvaliteten fra fyllingen.

Det foreligger ikke informasjon om virksomhet som forventes iverksatt hvis øvingsområdet ikke etableres på Hauer seter.

7.4.2 Sårbarhetsvurdering

Når det gjelder generell beskrivelse av sårbarhetsvurderingen, vises det til beskrivelsen for Bergermoen.

Generelt består øvingsområdet av sandavsetninger med dødsgroper i nord, vind- og bresjøavsetninger og torv og myr i de midtre partier og grusavsetninger i sør. Hovifjellet med tynt og usammenhengende morenedekke, danner den sørøstlige avgrensningen av øvingsområdet.

Det finnes flere tjern og bekker i øvingsområdet. Flere av tjerna står ikke i kontakt med grunnvannet dvs. vannspeilet i tjernet ligger høyere enn grunnvannsspeilet (hengende grunnvann). Dette gjelder Sandtjern, Nordkulpen og Sofrutjern. Grovtjern ligger sannsynligvis i nivå med grunnvannsspeilet (Hongve & Løvstad, 1991). Hauer setermåsan er kanalisert med et overflateavløp til Sandtjern. Sandtjern har ikke utløp slik at tjernet fungerer som et infiltrasjonsbasseng for tilrent vann fra Hauer setermåsan. Fra foten av Hovifjellet går det en kanal/bekk nordover via et myrområde til Major setertjern. Tjernet ligger sannsynligvis i nivå med grunnvannsspeilet. Tjernet ligger utenfor øvingsområdet.

Område 1

Området ligger i sør nær iskontaktskråningen og består av grove sedimenter. Rett nord for iskontaktskråningen ligger det et belte av finkornige vindavsetninger. Dybden til grunnvannet er i størrelsesorden 8-20 m. De grove sedimentene i dette området tilsier en middels sårbarhet for forurensning. I det finkornige beltet nord i området med stor dybde til grunnvannet, er sårbarheten for forurensning liten.

Område 2

Området består av vind- og bresjøavsetninger som gir bedre beskyttelse enn de grove sedimentene i område 1. Det er imidlertid grunnere til grunnvannet (1-3m), og Hauer setermåsan kan være et innstrømningsområde for grunnvann. Det er en relativt stor gradient på grunnvannsspeilet mot nordvest, noe som indikerer relativt finkornede sedimenter i grunnvannsmagasinet og mindre løsmassemekktighet. De østlige høyereliggende områdene rundt Hovifjellet har tynt usammenhengende løsmassedekke over fjell med lav bufferevne mot nedtrengning av forurensninger. Hovifjellet har avrenning (grunnvann/overflatevann) til løsmassemagasinet som grenser til fjellområdet og til Hauer setermåsan. Forurensning i moreneområdet og spesielt øst for Hauer setermåsan, vil være en trussel mot grunnvannet. Området har høy sårbarhet for forurensning. Sandtjern inkl. tilløpsbekken fra Hauer setermåsan, samt bekk som drenerer til Major setertjern, er også klassifisert som høy sårbarhet. Dette fordi det infiltrerer vann fra et stort område til grunnvannet i Sandtjern. Det samme er tilfelle for Major setertjern.

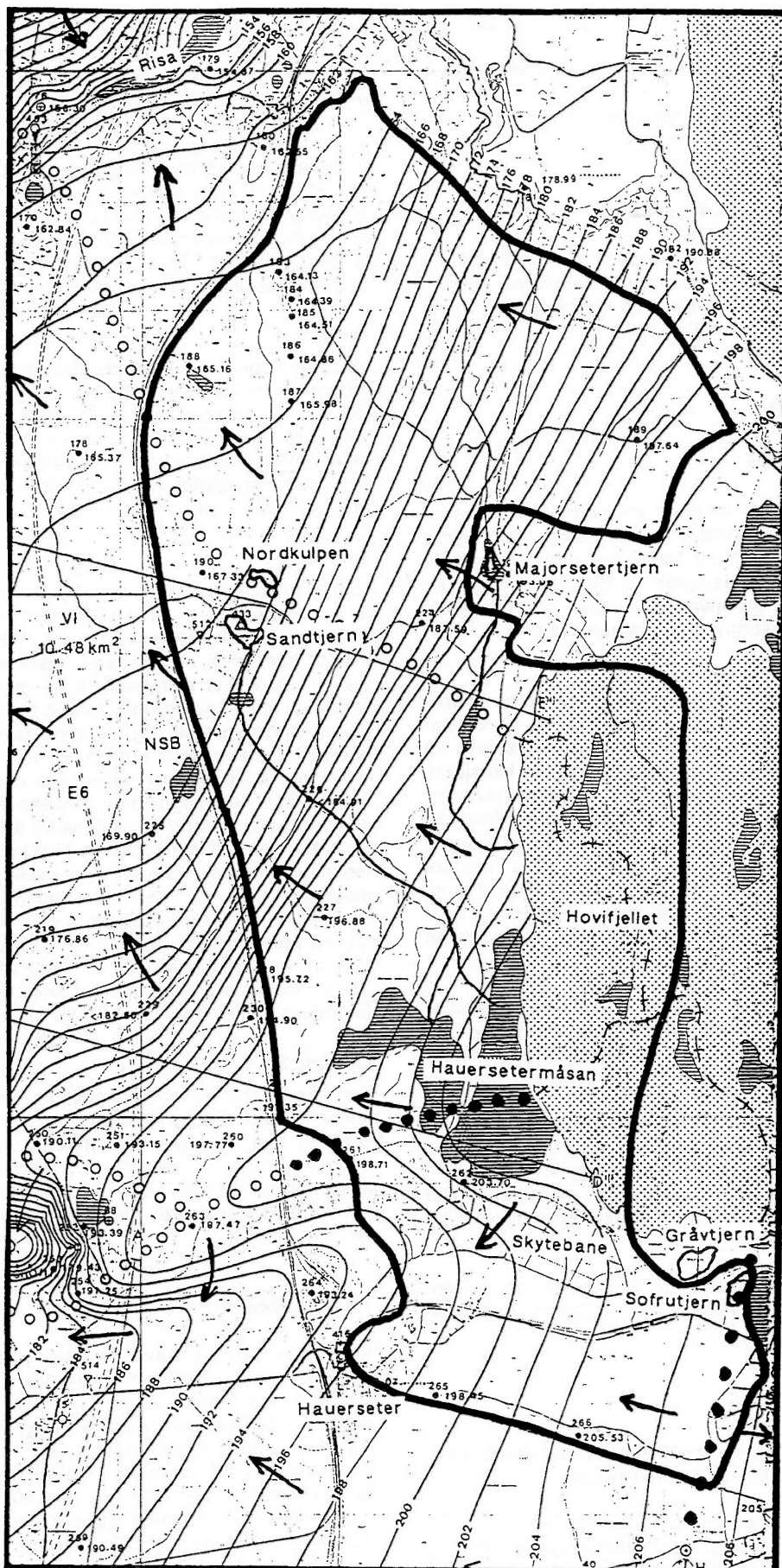
Område 3

Området består av sandavsetninger med tildels stor mektighet, fra ca 4 m i sør til ca 30 m i nord. NV i området ligger det flere dype dødsgroper. Dybden til grunnvannet fra bunnen av gropene er ca 10 m og er således middels godt beskyttet mot forurensning. I området forøvrig vil grunnvannet være godt beskyttet. Området som helhet er lite sårbart for forurensning.

7.4.3 Konsekvenser av tiltaket

Konsekvensene av tiltaket er avhengig av sårbarheten i de områder ulike aktiviteter lokaliseres. Øvingsområdet er inndelt i ulike brukskategorier (kfr. FrG 1996). Primære områder, dvs. områder som vil bli gjenstand for størst belastning og mest intensiv bruk (bruk av kjøretøyer), havner delvis i klasse høy og delvis i klasse lav sårbarhet. De øvrige deler av området med høy sårbarhet planlegges til sekundær bruk, dvs. dårlig egnet til trening av motoriserte avdelinger, men egnet til enkeltmannsutdanning.

Øvelser til fots i terrenget medfører ingen risiko for forurensning av grunnvannet.



Figur 7.8
 Kartutsnitt som viser øvingsområde Hauer seter, grunnvannets strømningsretning (piler) og grunnvannsskille (fylte sirkler).
 (Kartgrunnlag - Østmo 1976).

Tiltaket vil medføre søl av drivstoff i forbindelse med øvelse på etterforsyning i felt. I områder med høy sårbarhet kan dette medføre en viss lokal forurensning. Generelt er dette uheldig. Slike utslipp vil imidlertid ikke representere noen reell trussel for hovedmagasinet mht. store grunnvannsuttak ved Hersjøen/Risa.

Transporten av drivstoff i terrenget representerer en risiko for akutte utslipp ved uhell. Et evt. utslipp fra tankbil vil ha betydelige forurensningsmessige konsekvenser. Sannsynligheten for slike hendelser antas å være liten under normale forhold, men kan ikke utelukkes.

Søl av drivstoff som kun medfører forurensning av overflatenære jordmasser, vil brytes ned ved naturlige prosesser over tid. Ved evt. større utslipp må det gjennomføres konkrete saneringstiltak for å unngå langsiktige forurensningsproblemer i grunnvannet.

I prinsippet kan et utslipp i øvingsområdet influere på grunnvannskvaliteten langs strømningsbanen helt frem til vassdrag dvs. Dagsjøen og Hersjøen/Risa. Det betyr at et utslipp vil ha et influensområde som strekker seg fra tiltaksområdets grense og frem til vassdrag. Oljeprodukter spres generelt lite med grunnvannet. Evt. utslipp som medfører massiv grunnvannsfurensning vil i alle tilfelle måtte renses opp slik at spredningen stoppes. Tiltaket forventes derfor ikke å ha konsekvenser utenfor tiltaksområdet. I øvingsområdet vil de forurensningsmessige konsekvensene være knyttet til områder med kjøreaktivitet.

Generelt sett anses tiltaket å ha små negative konsekvenser for grunnvannet mht. utslipp av oljeprodukter. En ser da bort fra ekstreme situasjoner med store utslipp ved ulykker der konsekvensen kan bli stor. I de mest sårbare områdene kan man få uheldige lokale forurensninger, men omfanget kan begrenses ved gjennomføring av relevante tiltak.

7.4.4 Avbøtende tiltak

Aktuelle tiltak for å begrense risikoen for utslipp av olje og drivstoff kan være:

- unngå omfylling av drivstoff i det mest sårbare området. Generelt unngå omfylling i direkte nærhet til åpne vannflater og myrområder, forsenkninger med liten avstand til grunnvann og i områder med liten eller ingen jordoverdekning over fjell
- rutiner ved omfylling av drivstoff gjennomgås for å redusere søl mest mulig
- bruke adsorberende matter etc. som suger opp drivstoffsøl ved omfylling
- etablere retningslinjer og rutiner for rapportering av ekstraordinære søl og akutte utslipp
- etablere beredskap for å håndtere større akutte utslipp fra tankbil

For skytebaner kan oppsamling og gjenvinning av prosjektiler være et aktuelt tiltak. En nærmere avklaring av tiltak foretas når dokumentasjon om forurensningssituasjonen ved skytebanene foreligger.

7.4.5 Oppfølgende undersøkelser

Hvis tiltaket gjennomføres, bør aktiviteten i øvelsesfeltet følges opp for å kartlegge nærmere utslippet av oljeprodukter, om de tiltak som er foreskrevet gjennomføres og om tiltakene har den forventede effekt.

7.5 Sammenligning av områdene

De naturgitte forholdene er relativt like i de alternative øvingsområdene mht. forurensning av grunnvann. Begge områdene har delområder som faller innenfor alle sårbarhetsklassene - fra liten til høy sårbarhet. Det anses heller ikke å være konsekvensmessige forskjeller av betydning som kan påvirke utnyttelsen av grunnvannsressursen til vannforsyningsformål. Totalt sett er det ikke tungtveiende forhold som gir grunnlag for å prioritere det ene området framfor det andre området mht. forurensning av grunnvann.

7.6 Litteratur

Akershus fylkeskommune og Luftfartsverket, 1991. Hovedflyplass Gardermoen. Grunnvannet som drikkevannskilde. - Østlandskonsult/GEOfuturum-rapport.

Ammentorp, H. et al. 1984. Oljestrømning i jord. Et litteraturstudium. - Institutt for strømningsmekanikk og vannbygning, Danmarks Tekniske Højskole.

Forsvarets Bygningstjeneste/FrG. 1996. Interessekart og markslagskart for Sessvollmoen og Hauer seter alternative.

GEOfuturum as 1993. Vurdering av grunnvann som råvannskilde til vannforsyning på Øvre Romerike.

Hongve, D. & Løvstad, Ø. 1991. Verneverdige innsjøer i Gardermo-området. - Rapport utarbeidet for Luftfartsverket, Statens vegvesen Akershus og NSB.

Miljøverndepartementet 1994. Rikspolitiske retningslinjer for planlegging i forbindelse med hovedflyplass på Gardermoen. - T-1019.

NSB Gardermobanen AS & GEOfuturum as 1994. Gardermobanen parsell Gardermoen N - Råholt. - Fagutredning om banens innvirkning på miljø, naturressurser og samfunn.

Rognerud, S. 1996: Overvåkning av metallforurensning fra militære skytefelt og demoleringsplasser. Resultater fra 5-års overvåkning. - NIVA-rapport 3416-96.

Røhr, P.K. 1994. Øvre Romerike motorpark. Notat om konsekvenser for grunnvannet. - GEOfuturum-rapport.

Østmo, S.R. 1976. Hydrogeologisk kart over Øvre Romerike. 1:20 000 - NGU.

Østmo, S.R. 1976. Gardermoen. Kvartærgeologisk kart. 1:20000 - NGU

Østmo, S.R. og Olsen, K.S. 1979. Steingård. Kvartærgeologisk kart. 1:20000 - NGU

8 Naturfaglig landskapsanalyse

Lars Erikstad

8.1 Innledning

Landskap er et mangesidig begrep som strekker seg over mange skalanivåer og gjennom mange fagfelt. I konsekvensanalysesammenheng er temaet tradisjonelt fokusert på estetiske forhold og bruksforhold som vurderes av landskapsarkitekter. Dette gjøres av andre konsulenter også i forbindelse med denne konsekvensundersøkelsen. Det har imidlertid vært et ønske om en mer helhetlig oppsummering av de elementene i de ulike naturfaglige vurderingene som har direkte landskapsrelevans. Det har også vært et ønske om å gi utredningen et mer landskapsøkologisk preg. Det er derfor gitt rom for et eget kapittel for en naturfaglig landskapsanalyse.

Konsekvensanalysen er utført innenfor et kort tidsrom. Det har derfor vært umulig å utføre denne analysen på bakgrunn av innsamlet og ferdig analyserte data fra de utvalgte fagfelt. Arbeidet har nødvendigvis måttet gå parallelt. Det samme forhold har også ført til at samarbeidet med landskapsarkitektene ikke har kunnet bli så tett som ønskelig, noe som har gjort at målsettingen om at denne analysen skulle bli et viktig bidrag i deres arbeid bare delvis har vært tilfelle. Gjennom enkelte møter med landskapsarkitekter er imidlertid foreløpig materiale muntlig overlevert som innspill i deres fagutredning.

Vi har valgt å sette opp den praktiske målsettingen med denne analysen at den skal fungere som en flerfaglig oversikt over de relevante delene av fagutredningene.

I de aktuelle områdene vil naturlig de spesielle geologiske og geomorfologiske (landformene) forhold være av særlig stor betydning i den naturfaglige landskapsanalysen. Disse forholdene styrer det som er av terrengvariasjoner og fuktighetsforhold, og det er derfor et særlig sterkt sammenfall mellom såvel geologiske forhold, botaniske forhold og økologiske og andre landskapsfunksjoner i dette området.

8.2 Urørthet

Ved bruk av kriterier for fastsettelse av naturverdi er urørthet et viktig kriterium som anvendes noe ulikt fra fagfelt til fagfelt. På et overordnet naturnivå øker dette kriteriet i styrke og anvendes ofte uavhengig av spesifisert fagfelt på generelt nivå (jf større urørte naturområder, Miljøverndepartementet 1992). I landskapsanalysen er derfor dette tatt med som et eget uavhengig vurderingstema. Det kan innvendes at de aktuelle områder er sterkt berørt av inngrep og moderne skogsdrift. I det fremtidige Gardermolandskap utgjør disse områdene imidlertid arealer med mindre inngrep enn hva som forventes i naboombådene, særlig i lys av forventet arealbruk rundt den nye hovedflyplassen. Planene for øvingsområdet vil imidlertid neppe påvirke dette i dramatisk grad.

8.3 Relativt relieff

En vesentlig egenskap til landskapet er selve de fysiske terrengforhold og hvordan disse varierer. Det er utviklet mange parametre for å analysere dette på ulike skalanivåer (Evans 1990). De fleste av disse går betydelig lenger enn det som er aktuelt og nyttig i denne sammenheng. Tradisjonelt er parameteren relativt relieff, det vil si variasjonsbredden i høyden over havet brukt i naturgeografisk sammenheng. Dette er et grovt mål på terrengforholdene, men må spesifiseres med hensyn på skala.

De to aktuelle øvelsesområdene er likeverdige store for denne type sammenligning. Det relative relieff innen Hauerse-terområdet er på 98 meter. Mesteparten av denne høydedifferanse skyldes Hovifjellet som er på nesten 266 m o.h. Selve løsmasselandskapet innen området har et relativt relieff på 45 meter. Selv dette er noe misvisende fordi det i lavreliggende deler av området finnes små, men dype dødisgropene som er viktige landskapselementer i detalj- skala, men som ikke uttrykker landskapsformen på en mer overordnet skala. Den dypeste av disse gropene er 26 meter; det vil si at relativt relieff sett bort fra disse distinkte, men avgrensede formene er på 19 meter.

Bergermoenområdet har et relativt relieff på 54 meter. Også her utgjør åspartiet i nordvest en vesentlig om enn mindre del. Løsmasselandskapet har et relativt relieff på 26 meter med de laveste partiene helt i nord.

Som det går fram av disse tallene, er de to områdene sammenlignbare. Største forskjellen ligger i at Hovifjellet er en høyere og mer distinkt ås enn åspartiet nordvest i Bergermoenområdet.

8.4 Landskapselementer

Landskap er et begrep som er svært følsomt for på hvilket skalanivå det beskrives. Ved en gjennomgang av viktige landskapselementer som vi legger vekt på i de aktuelle områdene, er derfor disse delt inn i tre ulike skalanivåer: overordnet skala, mellomskala og detalj- skala. Skalanivået forteller ikke noe om hvilken verdi de ulike landskapselementene har, mer om hvilke som kan sammenlignes rent landskapsmessig. På overordnet skalanivå er beskrivelsen knyttet til aktuelle geografiske områder, mens beskrivelsen på lavere skalanivå tar et mer generelt utgangspunkt.

Landskapselementene er i stor grad områder definert av bestemte landformer knyttet til berggrunnsgeologien og kvartærgeologien. I tillegg er enkelte overordnede vegetasjonstyper, særlig skog, behandlet som et eget landskapselement uavhengig av terrengformen.

8.4.1 Overordnet skala

Romerikssletta

Romerikssletta er et stort og vidt landskapsrom begrenset i vest av Romeriksåsene, i nord Hurdalsåsene og i øst av Hovifjellet og tilsvarende åser noe lenger sør. Hele landskapselementet har i store trekk karakter av en slette som faller svakt mot syd fra rundt 220 m o.h. i nord. Sletta ble dannet ved utfylling av breenmaterialer i Romeriksfjorden under isens tilbaketrekking og særlig i forbindelse med Hauerse-tertrinnet. Materialtypen domineres av marin silt og

leire med store områder av breelvgrus og sand knyttet særlig til Gardermoområdet.

Opprinnelig dannet disse sedimentene en ganske jevn havbunn med sandurflater over deltaavsetningene i nord. I forbindelse med landhevingen ble de finkornede havavsetningene utsatt for sterk erosjon, og det ble dannet et karakteristisk ravinelandskap som imidlertid i liten grad berører de aktuelle områdene som behandles her.

Hurdalen - Andelva

Hurdalen er en markert, men kort glasiat dal som munner ut i Romerikssletta umiddelbart nord for Bergermoenområdet. I nedre deler er dalbunnen dekket av Hurdalssjøen som er glasiat overfordypet. Utløpet av Hurdalsjøen stenges av løsmasselandskapet i sør og går mot nordøst (Andelva). Andelva er i sin start ganske vid og går delvis i fast fjell. Lenger nedstrøms får den mer karakter av en leirelv i nedskjæring i marine avsetninger med tilhørende ravineområder. Hurdalvassdraget er varig vernet.

8.4.2 Mellomskala

Ås

Åspartier i fast fjell finnes i begge områder. Berggrunnen består av gneis med en klar struktur nordvest-sørøst og varierende fall med svakt østlig fall som det mest dominerende. Topografien styres av gneisstrukturen både i det generelle formbildet såvel som i detalj. Dette gjelder såvel dalganger som helningsforhold. Hoviåsen ved Hauer seter er mer markert og høyere enn åsen nordvest i Bergermoenområdet som er mer uryddig og preget av småskalavariasjoner. Store deler av åspartiene har fjell i dagen eller tynt usammenhengende morenedekke, til dels med furuskog. Forsenkingene har ofte myr eller sumpmark.

Slette

Innen området dominerer sandurflater på deltaavsetninger samt oppfyllinger i bredemt sjø. Disse områdene er svært flate med høydevariasjoner innenfor store områder på under fem til ti meter i høydenivået rundt 200 til 210 m o.h. Sett bort fra spesielle formelementer som dødisgroper og flyvesanddyner er det totale relative relieffet i løsmasselandskapet innen de to områdene i størrelsesorden 20 meter. Sletta er i seg selv et landskapselement som dominerer mellomskalanivået i området. Det er en del av den nordlige delen av den overordnede Romerikssletta.

Skog

Skogen er et viktig landskapselement som særlig i de flate områdene skalamessig er dominerende. Den karakteriseres av gran- og furuskog i forskjellige utforminger som er typiske for denne del av Østlandet. Barskogen er sterkt utnyttet forstlig, og variasjonene i det forstlige bildet er vesentlig for variasjonene i landskapsinntrykket mange steder. De tørre skogtypene utgjør ca 30 % av undersøkelsesområdenes areal, med noe større forekomst i Bergermoen- enn i Hauer seteralternativet. De friske utgjør over halvparten av arealet i Hauer seteralternativet, og ca en tredjedel av arealet i Bergermoenalternativet, mens de fuktige, næringsfattige utgjør ca 7 % av arealet i Hauer seteralternativet og ca 3 % i Bergermoenalternativet. De rike skogtypene utgjør bare ca 1 % av arealet i hvert av undersøkelsesområdene. Likevel er disse skogtypene viktige for det botaniske mangfoldet, og fire av de fem nøkkelbiotopene (beskrevet nedenfor) er

knyttet til områder i denne kategorien. Denne artsrikheten gjør også disse skogtypene til viktige landskapselementer.

Myr

De viktige myrene på dette skalanivået er store sammenhengende områder med myr som kun får tilført vann og næring fra nedbøren. Disse myrene er sterkt påvirket av menneskelig aktivitet som grøfting og torvtekt. Vegetasjonen på disse har ikke lenger noen botanisk verdi, men de er fremdeles viktige landskapselementer. Særlig Hauer seter-mosan kan ha mulig verdi som kulturlandskap knyttet til gammelt torvuttak. Mindre myrer med sigevannspåvirkning finnes, særlig i tilknytning til dødisgropene, og mange av disse har en mer uberørt karakter. Disse utgjør landskapselementer på detaljnivå og omtales i sammenheng med de aktuelle dødisgropene.

8.4.3 Detalj-skala

Sandur

På et mer overordnet skalanivå skiller ikke sandurområdene seg vesentlig fra de øvrige sletteområdene. På detaljnivå er det imidlertid endel ulikheter. Sanduren er bygget opp av bekker og elver over havnivå. Materialet er derfor grovere enn på de øvrige sletteområdene. Dette påvirker bl.a. fuktighetsforholdene og vegetasjonen. Videre finnes normalt spyle renner som viser de gamle, skiftende elveløpene. Dette skaper større grad av variasjon i detaljtopografien.

Iskontaktskråning

I sletteområdene skiller iskontaktskråningen seg ut som et særlig viktig landskapselement, selv i områder der denne ikke er veldig markert utviklet. En slik skråning som kan følges over lengre avstander, er et markert avvik i det generelle slettelandskapet. Den markerer også en grense mellom viktige avsetningstyper.

Dødisgroper

I et sletteområde med overordnet relativt relieff under 5-10 m innen store områder, utgjør dødisgroper med dybde 5-25 m stedvis dramatiske lokale landskapselementer, både terrengmessig og økologisk. Endrede fuktighetsforhold fører ofte til myrdannelser, eventuelt til vann og tjern i bunn av gropene. Disse er i seg selv viktige landskapselementer i sterk kontrast til områdene rundt. Selv der gropene er tørre, fører endrede fuktighetsforhold og temperaturforhold til avvikende vegetasjon. Ofte er slike groper treløse med gressdekke i bunnen. De utgjør markerte småskalige og lukkede landskapsrom som ofte forsterkes ved at det står høy skog rundt dem på sletta.

Flyvesanddyner

Også flyvesanddynerne er tildels dramatiske landskapselementer i et ellers svært så flatt og enstont landskapsbilde. De største flyvesanddynerne kan være opp til 15-20 m høye og har stedvis bratte skrånninger. En klar orientering av dynerne i forhold til hverandre er med på å forsterke landskapsvirkningen. Områder innimellom de ulike dynerne kan fremstå som landskapsrom med lignende karakter som tørre dødisgroper.

Tjern og innsjøer

Tjern og innsjøer er generelt viktige landskapselementer som gir avveksling og liv til ulike landskapstyper. Denne landskapsvirkningen blir forsterket på sand og grussletter

fordi terrengvariasjonen er mindre enn ellers og også fordi kontrasten mellom tørre sand- og grusmoer og vannene blir ekstra store. I Gardermoområdet ligger tjern og vann normalt i dødisgroper, og det oppstår et samspill mellom gropenes terrengvirkning og vannenes selvstendige landskapsvirkning. Fuktighetsforholdene fører videre til vegetasjonssoneringer som i seg selv utgjør viktige landskapselementer og forsterker landskapsvirkningen av vannene. Et spesialtilfelle er vann med varierende vannstand, enten i kontakt med grunnvannet (Aurtjern) eller over grunnvannstand (Nordkulpen), som har en egen forsterket sonering knyttet nettopp til den varierende vannstanden. Enkelte steder markeres dette av soner med døde trær (Fugletjern) vekslende med nytt treoppslag, mens andre steder uttrykkes dette med helt spesielle vegetasjonsutforminger (Nordkulpen). I Gardermoområdet finnes endel myrområder som tidvis ved høy grunnvannstand er vann. Disse er preget av et svært varierende landskapsuttrykk over tid og av forhold som ofte kombinerer elementer av ren myr i dødisgrop med vann som varierer med endringer i grunnvannstanden.

Bekker

Også bekker og elver er viktige landskapselementer som skaper liv og variasjon i landskapsbildet og som forsterkes ved økt fuktighet med endrede og rikere vegetasjonsforhold og rikere dyreliv. I de to aktuelle områdene finnes bare et fåtall mindre bekker med liten vannføring. Lokalt er imidlertid også disse viktige elementer i dette landskapet.

8.5 Viktige landskapsfunksjoner

8.5.1 Avrenning - grunnvann

Avrenningen både i overflaten og under bakken er en helt sentral landskapsfunksjon. I et område med så mye løsmasser som her, er grunnvannet særlig viktig. Forholdet mellom overflatevann og grunnvann har nøkkelfunksjoner i landskapet. Dette gjelder såvel infiltrasjonsområder som områder der grunnvannspeilet nærmer seg eller kommer til landoverflaten slik at det blir myr, tjern eller bekker. Disse funksjonene har også sentral økologisk betydning som gjenspeiles i landskapsbildet.

8.5.2 Dyreliv

Områder som er særlig egnet for ulike arters yngling, vinteropphold, næringssøk og trekk til ulike årstider, har en helt spesiell funksjon i landskapet. Denne er avhengig av såvel geologiske/geomorfologiske og botaniske forhold, forholdet til menneskelige inngrep og aktiviteter og forhold mellom dyrene selv. Den er heller ikke stabil over tid. Ikke minst menneskelig bruk av landskapet har stor betydning. Særlig for elgen er trekkeveiene en avgjørende landskapsfunksjon som er sterkt påvirket av veibygging m.v.

8.6 Landskapsklassifisering

På bakgrunn av de enkelte fagtemaene og den felles landskapsanalysen kan vi utskille noen landskapstyper som viser viktige karakteristika som reflekterer landskapsanalysen (figur 8.1 og 8.2). Disse typene er utskilt på midlere geografisk skalanivå for å kunne gi meningsfull refleksjon av naturfenomenene innen de to alternative områdene.

Noen naturfenomener som er viktige i regionen, vil ha en geografisk skala som går ut over det midlere skalanivået som er valgt for disse typene. Elgtrekk gjennom områdene vil f.eks. i stor grad være et slikt fenomen, men kan påvirkes betydelig av barrierer og andre naturlige eller menneskeskaptede strukturer på dette skalanivået.

Åslandskap

Dette er den normale landskapstypen i en større regional sammenheng, men innenfor de undersøkte områdene er det en avvikende landskapstype med variert topografi på liten til middels skala, styrt av berggrunnens struktur. Vegetasjon og flora er forholdsvis fattig, men variert i tilknytning til smådaler, drog og kantsoner. Det er her litt mer variasjon i skogbrukets driftsform, og det finnes noen nøkkelbiotoper. Dette gir samlet et forholdsvis rikere dyreliv. Hydrologisk fungerer områdene som avrenningsområder. Landskapstypen er relativt variert og med tildels rike lommer og kantsoner, men tilhører en generelt svært vanlig landskapstype i regional sammenheng. Sårbarheten er generelt liten.

Dødisgroplandskap med vann og myr

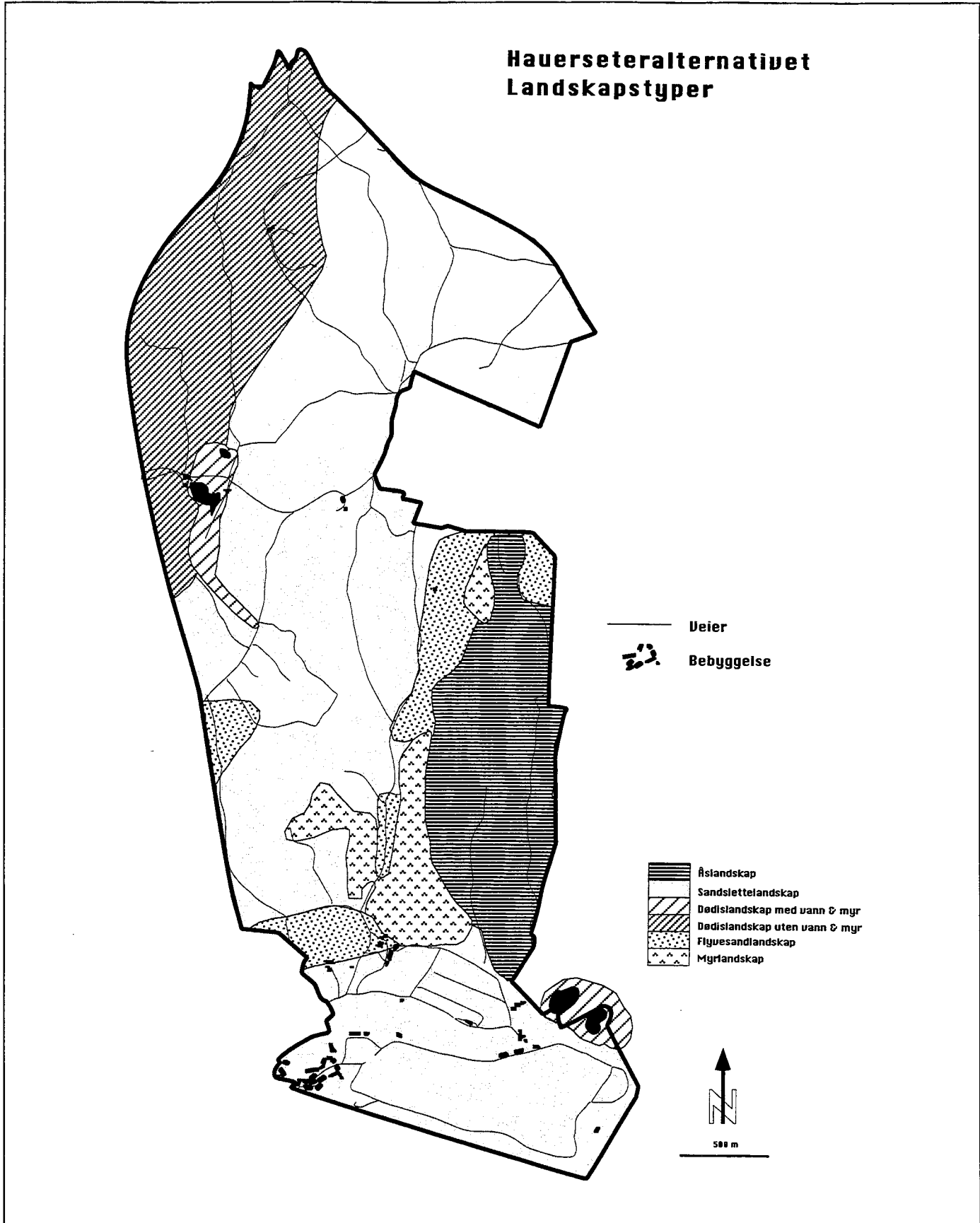
Dette landskapet har en variert og småkupert topografi bundet til en viktig og karakteristisk formtype. Skråningene, små innelukkede og veldefinerte landskapsrom og innslag av åpent vann og myr gir et rikt landskapsbilde. Landskapet karakteriseres av variert vegetasjon og skog etter småskala gradienter, noen nøkkelbiotoper og noen forekomster av sjeldne arter. Dyrelivet er rikt og knyttet til vann og kantsoner. Landskapstypen utgjør bl.a. viktige sommerbiotoper for rådyr og er kjernen i det limnologiske system som er dokumentert på nasjonalt til internasjonalt nivå. Avhengig av forholdet til grunnvannet er dette også nøkkelområder for forholdet mellom overflatevann og grunnvann. Generelt er dette en spesielt rik landskapstype med småskalige økologiske gradienter, viktige biotoper og sentrale hydrologiske prosesser. Landskapstypen har generell høy verdi og stor sårbarhet.

Dødisgroplandskap uten vann og myr

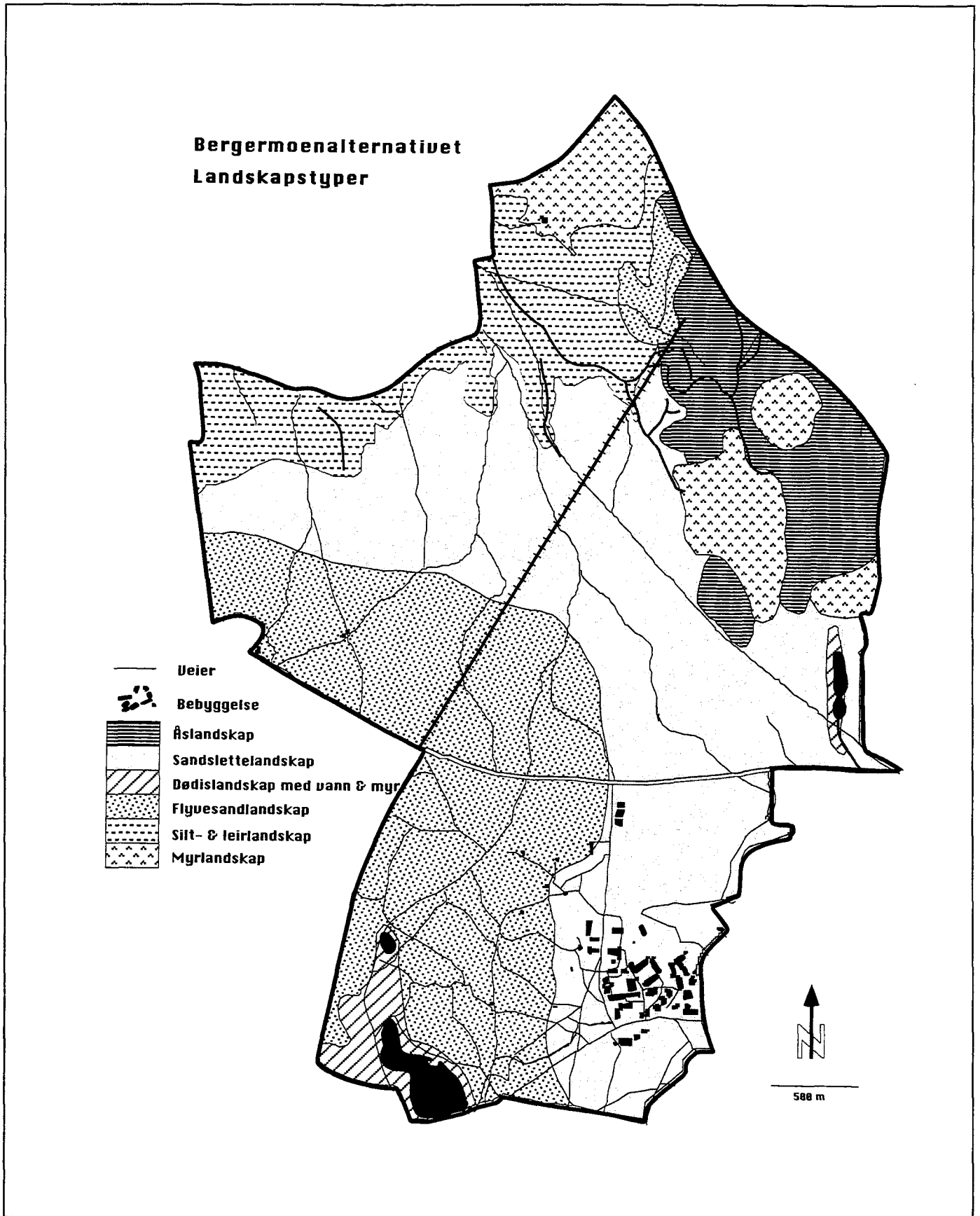
Landskapstypen bygges opp av en viktig og karakteristisk formtype som gir en variert, småkupert topografi med tildels bratte skråninger og mange småskalige, særlig godt avgrensede landskapsrom. Vegetasjon og flora varierer etter småskala gradienter ned mot bunn av gropene. Skogen er sterkt hogstpåvirket. Topografien gjør landskapstypen til viktig sommerbiotop for rådyr spesielt. Områdene har ikke overflatevann, men nærheten til grunnvann i bunn av gropene gjør disse mer sårbare mot forurensning enn områdene omkring. Samlet er dette en landskapstype med større variasjon en for sandsletten for øvrig og med verdi knyttet særlig til det kvartærgeologiske formbildet. En viss sårbarhet er knyttet til selve dødisgropene.

Flyvesandlandskap

Landskapstypen har en variert og småkupert topografi knyttet til en viktig og karakteristisk formtype (flyvesanddyner). Det finkornede og velsorterte sedimentet gir noe fuktigere forhold enn på de grovere sandslettene. Vegetasjonen er forholdsvis fattig og enhetlig botanisk, men med noe mer fuktighetskrevede vegetasjon enn over mye av området. Det er sterkt skogbrukspåvirket og i søndre del av Bergermoenområdet sterkt påvirket av militær øvingsaktivitet. Landskapstypen er ikke spesielt viktig for dyreliv generelt, men har betydning som potensielle hiområder for rev og grevling. Områdene har ikke overflateavrenning, og



Figur 8.1
Landskapstyper i Hauerseternalternativet.



Figur 8.2
Landskapstyper i Bergermoenalternativet.

forholdet til grunnvannet er variabelt etter dybden av grunnvannsspeilet. Landskapstypen har generell høy verdi som geotop (dvs. i geologisk sammenheng) og også en viss verdi som biotop. Den varierte topografien gir et rikere landskapsbilde enn for sandslettene rundt. Områdene er generelt utsatt for terrengslitasje, spesielt i bratte skråninger.

Sandslettelandskap

Landskapstypen har en svært uniform topografi og lite variert geomorfologi på dette skalnivået. Vegetasjonen er fattig og enhetlig og sterkt skogbrukspåvirket. Dyrelivet er fattig, lite spesielt, men det finnes noen hekkeplasser for rovfugl. Det finnes knapt overflatevannforekomster bortsett fra enkelte grøfter. Forholdet til grunnvannet varierer med dybden til grunnvannsspeilet. På dette skalnivået har landskapstypen generelt lav verdi og er lite sårbar.

Leir og siltlandskap

Denne landskapstypen har avvikende løsmasser (havavsatt materiale), hovedsakelig silt og leire. Det er egentlig en utkant av Romerikes store leiområder. Arealene er mye påvirket av jordbruk. Topografien er mer variert enn på sandslettene med bl.a. små bekkedaler. Landskapstypen har generelt rikere flora og vegetasjon og også rikere fauna, særlig knyttet til bekkedaler og kantsoner. Kantsonene mot dyrket mark er viktige områder for rådyr. Små bekker finnes mer eller mindre permanent i forsenkningene. Knyttet til jordbruket finnes her visse eutrofieringsproblemer. Vannsystemene i de aktuelle områdene er imidlertid av begrenset betydning. I forbindelse med endring i høyde og sammensetning av løsmassene finnes ofte en viss utstrømning av grunnvann i disse områdene. Landskapstypen er potensielt rik, men ikke særlig godt utviklet her. Den vurderes i denne sammenheng generelt som middels sårbar.

Myrlandskap

Dette er en særegen og spesiell landskapstype som generelt har stor betydning, ikke minst for viktige naturprosesser knyttet til vannhusholdningen. Typen er knyttet til de store myrene. Disse er svært påvirket av grøfting og torvtekt. Myrvegetasjonen er karakteristisk, men nokså triviell pga sterk påvirkning. Landskapstypen er viktig som spillplass for orrfugl og kantsonene er viktige for rådyr. Landskapstypens viktighet i vannhusholdningen gjør den sentral i limnologisk og hydrologisk sammenheng. Områdene utgjør viktige og karakteristiske geotoper og biotoper med stor betydning for de hydrologiske prosesser. Flora og fauna er karakteristisk, men triviell, men viktig for noen grupper. Sårbarheten er stor.

Sammenligning mellom alternativene

Den største forskjellen mellom Bergermoenområdet og Hauer seterområdet er at Bergermoenområdet har større og mer sammenhengende arealer med flyvesandlandskap som i tillegg grenser mot svært sentrale områder av samme landskapstype umiddelbart utenfor området. Denne landskapstypen er betydelig mindre i areal og mer fragmentert i Hauer seterområdet. Videre har Bergermoenområdet et leir- og siltlandskap i nord som ikke finnes i Hauer seterområdet. Hauer seterområdet har derimot et relativt stort område med dødisgroplandskap uten vann og myr, noe som bare finnes som enkeltforekomster i Bergermoenområdet.

8.7 Verdivurderinger

I større skala grenser Bergermoenområdet inn mot Andelva, som tilhører Hurdalsvassdraget som er varig vernet mot kraftutbygging. Det tilsier at de nordlige deler av Bergermoenområdet som drenerer mot nord har nasjonal verdi i generell vassdragssammenheng. Viktigste i denne sammenheng er trolig småbekker og grunnvannsig mot nord. Brutt ned på arealverdier er dette et forhold som muligens styrker verdiklassifiseringen som er gitt i fagkapitlene noe.

Når det gjelder verdivurderinger for de enkelte fagfelt, er disse spesifisert i de enkelte fagrapportene (kapitlene) og vist på egne kart (**figur 8.3** og **8.4**). Det må understrekes at områder med spesifisert verdi på høyt nivå ikke får mindre verdi selv om verdien ikke sammenfaller med verdi knyttet til andre fagfelt. I enkelte tilfeller oppstår sammenfall i verdi mellom ulike fagfelt på en slik måte at verneverdien styrkes, tildels betydelig. Det beste eksemplet på dette her er området rundt Sandtjern og Nordkulpen med høy verdi knyttet til alle fagfelt. I landskapssammenheng er denne verdien knyttet mot landskapsuttrykket (verdifulle landskapselementer) i forhold til geologi og geomorfologi såvel som i forhold til vegetasjonen. Kanskje minst like viktig er området vurdert ut fra landskapsfunksjonen både fysisk knyttet til infiltrasjon av overflatevann mot grunnvannsmagasinet til økologiske prosesser. Ellers er det flerfaglige element på tilsvarende måte knyttet til de fleste områdene som er foreslått vernet (Fylkesmannen i Oslo/Akershus 1995) uten at det er nødvendig å gå i detalj med dette her.

Av landskapstypene er særlig dødisgroplandskapet med vann og myr av stor verdi, som generelt i området må karakteriseres som en verdi på et nasjonalt nivå. Dødisgroplandskapet uten vann og myr har også en klar verdi, trolig på lokalt nivå. Det samme gjelder flyvesandlandskapet, men her er verdien vurdert noe høyere. Myrlandskapet er for påvirket av inngrep til å bli definert som særlig verdifullt i denne sammenheng.

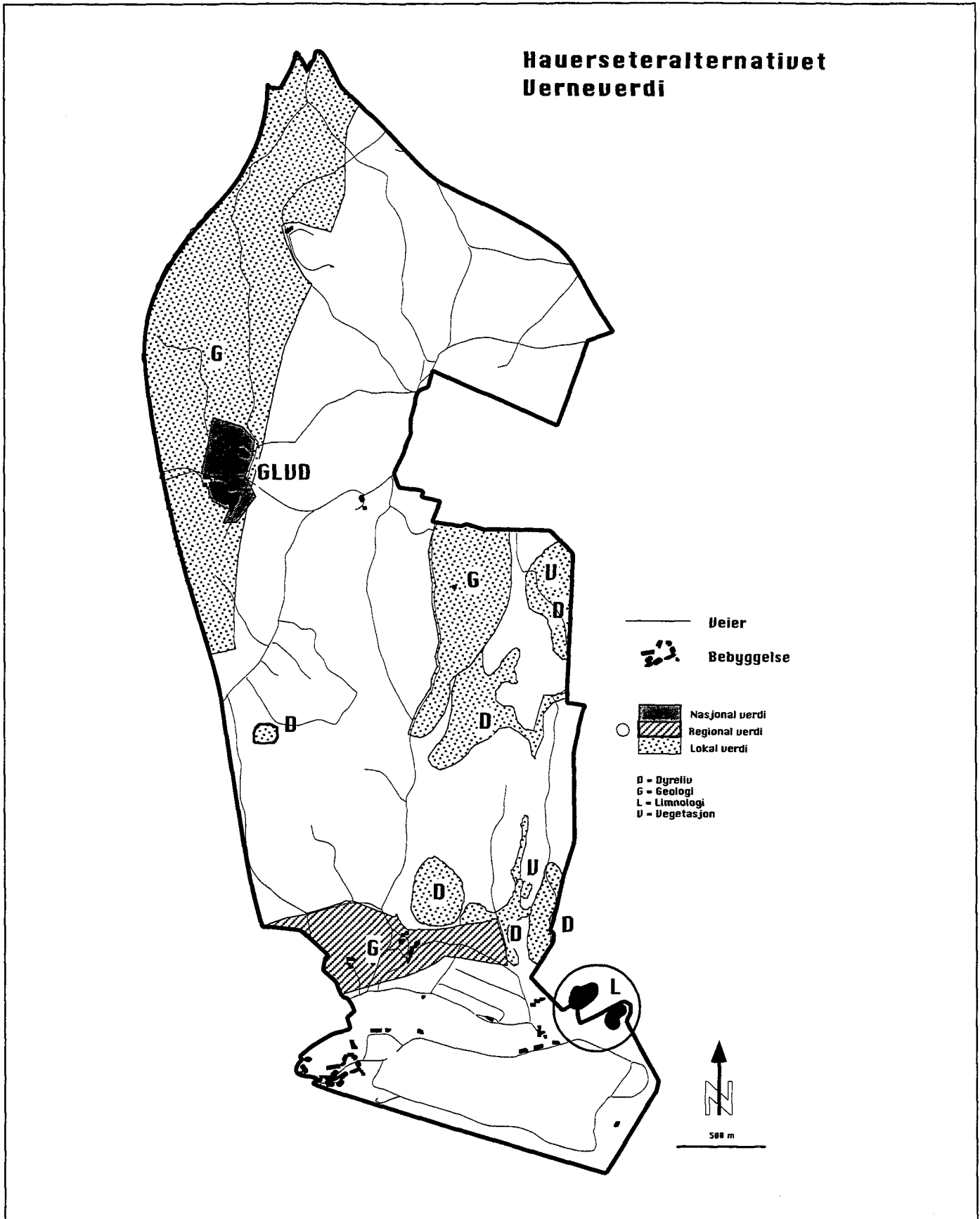
8.8 Sårbarhetsvurderinger

Sårbarhetsvurderinger er også beskrevet i de enkelte fagkapittel og vist på kart (**figur 8.5-8.10**). Det må understrekes at sårbarhet er et mangfoldig begrep som må spesifiseres for å gi mening og mulighet for sammenligning. For å unngå forvirring og misforståelse har vi i det følgende skilt mellom sårbarhet for terrengslitasje, sårbarhet for forurensning og sårbarhet for forstyrrelse ved motorisert eller allmenn ferdsel.

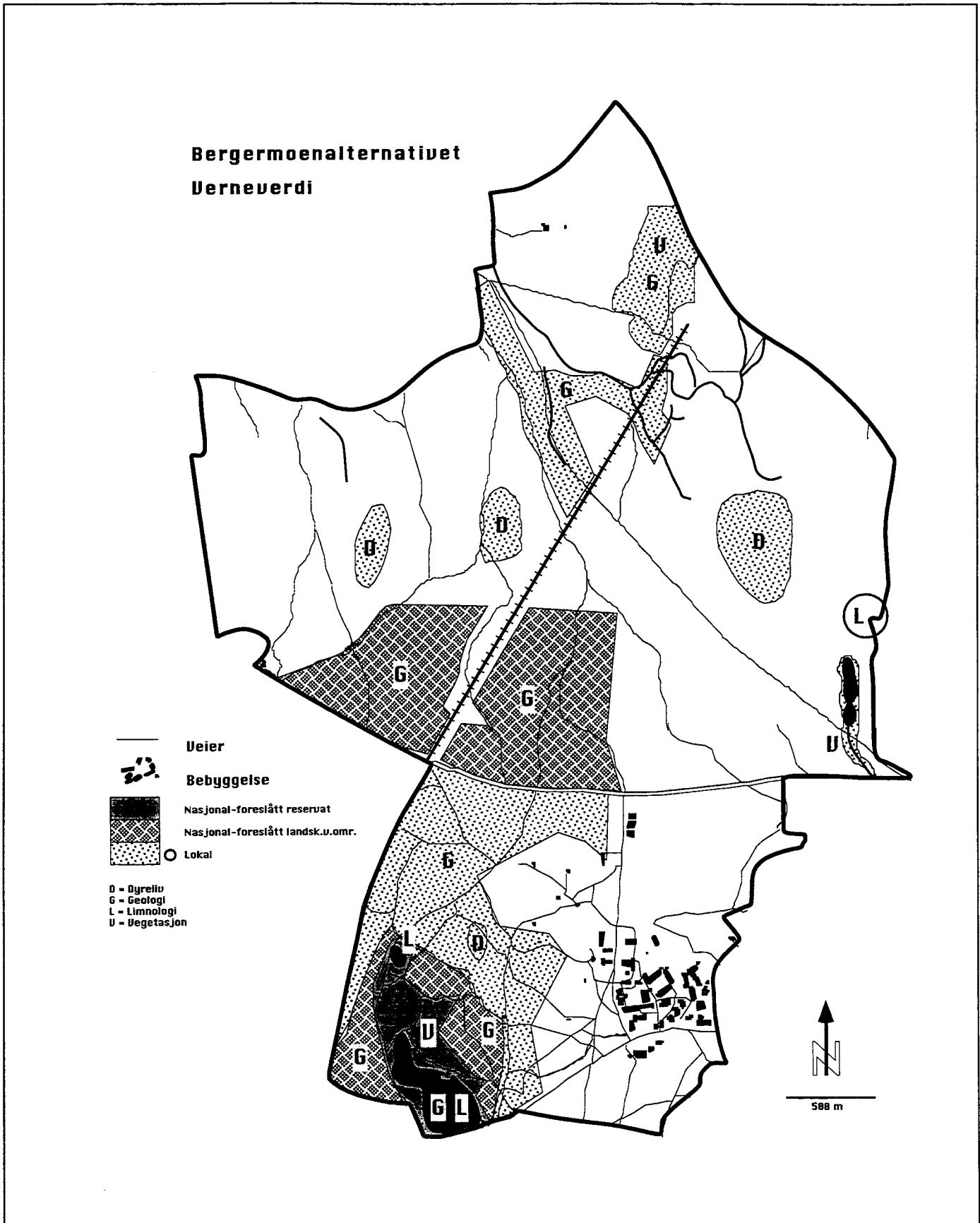
8.8.1 Slitasje

Sårbarhet mot terrengslitasje er vist i **figur 8.5** og **8.6**. Sårbarheten er først og fremst avhengig av underlaget, dernest vegetasjonen. Det er særlig de fuktigste områdene som myr, sumpskog o.l. som er særlig utsatt for slitasjeskader. Her kan selv øvingsaktivitet til fots føre til skade. De fuktigste områdene er markert på kartet som særlig sårbare.

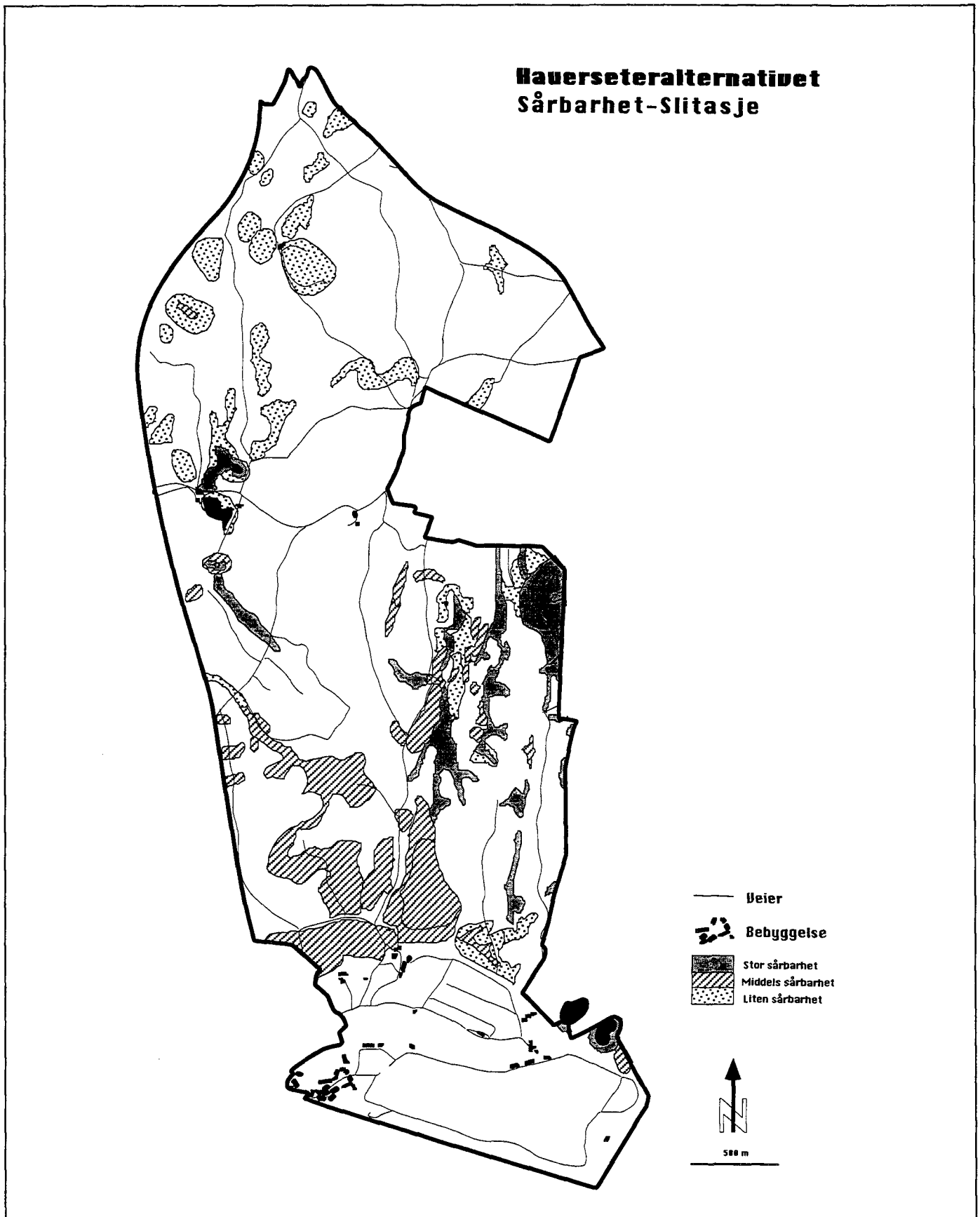
Vegetasjonen i begge områdene er ellers robust og slitesterk. Endel av områdene har imidlertid svært finkornet substrat i kombinasjon med større helning. Dette gjør også disse områdene sårbare for slitasjeskader. I og med at vegetasjonen er robust, tåler disse områdene absolutt endel tråkkslitasje før den tar skade. Blir imidlertid tråkket så sterkt at det bryter gjennom vegetasjonen, kan skaden bli



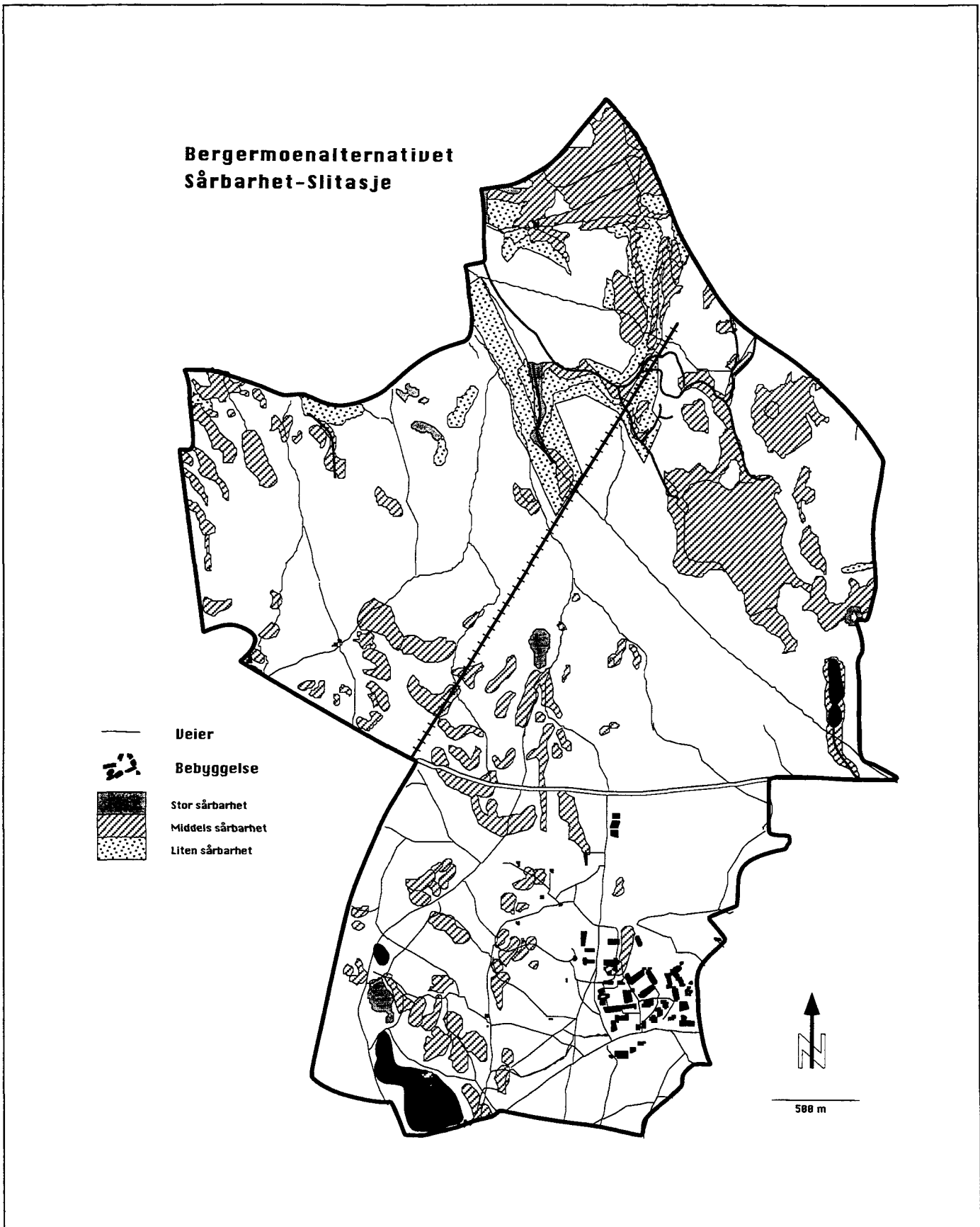
Figur 8.3
Spesifiserte naturverdier i Hauersefteralternativet.



Figur 8.4
Spesifiserte naturverdier i Bergermoenalternativet



Figur 8.5
Sårbarhet mot slitasje i Hauerseteralternativet.



Figur 8.6
Sårbarhet mot slitasje i Bergermoenalternativet.

ganske stor og forsterket gjennom vannerosjon og lokal sandflukt. Resultatet blir først og fremst stygge sår som er en klar negativ konsekvens, hovedsakelig av estetisk natur. Det er klart at slitasesår av denne typen også endrer naturtypen og biotopen, men i disse områdene uten spesifisert verdi på høyt nivå er dette trolig av mer begrenset betydning. I vårt klima er det i dette området liten fare for omfattende sandflukt. Dette ses tydelig i de eksisterende øvingsfelt tilknyttet Sessvollmoen og Trandum. Det er derfor liten fare for større omfattende negative konsekvenser for geologiske eller botaniske naturverdier. Områdene er avmerket som middels sårbare på kartet, bortsett fra områder med særlig skarp heling. Det understrekes at disse områdene er svært sårbare for motorisert ferdsel utenfor vei slik en ser på Sessvollmoen og Trandum. Middels sårbarhet er også avmerket i forbindelse med stor skråning i fine sedimenter knyttet til bl.a. dødisgroper, selv om sårbarheten her i de fleste tilfeller er noe mindre.

8.8.2 Forstyrrelse

Det er sårbarhet knyttet til forstyrrelse av dyrelivet i området. De viktigste elementene her er forstyrrelse og fare knyttet til trekkveier og trafikk, forstyrrelse knyttet til allmenn ferdsel og yngle- og beiteområder. Et viktig poeng her er dels at forstyrrelse eller skade kan unngås eller reduseres ved avbøtende tiltak eller ved tilstrekkelig hensynstagen i opplegg og gjennomføring av øvelser. Videre at sårbarheten ikke er jevn fordelt over året, den er størst i yngletiden og i kalde, snørike vintre (elg og rådyr). Sårbarhetsvurderingen knyttet til dyrelivet er vist i **figur 8.7** og **8.8**

8.8.4 Forurensning

Områder med åpne vannflater enten i tjern eller bekk er sårbare mot forurensning. Grunnvannet er videre i økende grad sårbart mot forurensning med minskende dybde av løsmasser ned til grunnvannspeilet. Dette er vist i **figur 8.9** og **8.10**.

8.9 Konsekvensen av tiltakene

Under forutsetning av at planlagte fysiske inngrep knyttet til karaktertrekkene i særlig verdifulle landskap unngås og at det tas hensyn til slitasesvake områder, vil konsekvensene av tiltaket bli små. Det er liten forskjell på de to alternativene i så måte, kanskje med noe mer negativ konsekvens i Bergermoenområdet.

Om forutsetningen ikke kan tilfredstilles, vil de negative konsekvensene kunne bli store i dødisgroplandskapet med myr og vann og også tildels i flyvesandlandskapet, mens konsekvensen da blir moderat i dødislandskapet uten myr og vann.

Om øvelsesvirksomheten fører til synlig slitasje i særlig sårbare og verdifulle områder, vil konsekvensene bli moderate. Dette kan oppstå f.eks. ved for hard bruk av flyvesanddynene. Det samme gjelder hvis disse områdene, eller andre verdifulle og sårbare områder, brukes i forbindelse med etableringer av stillinger m.v. Sanddynene rett nord for riksvei 179 i Bergermoenområdet og i Hauerseterrområdet er de sanddyneområdene i Gardermoenområdet som i minst grad har vært utsatt for denne type inngrep (motorisert ferdsel og stillingsbygging). Dette er et forhold som styrker konklusjonen ovenfor.

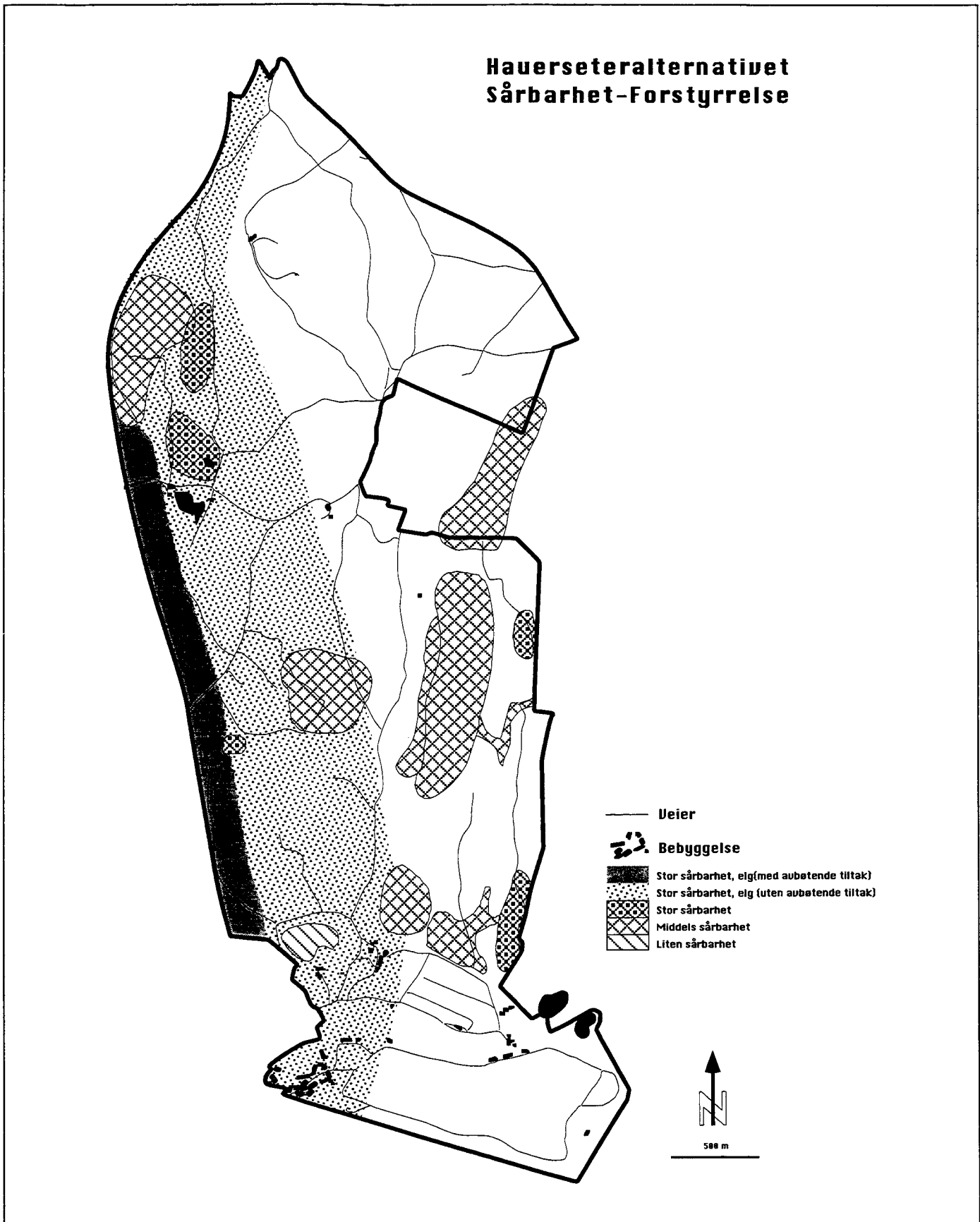
Sammenfall av verdifulle landskapselementer og funksjoner i enkelte sårbare områder som rundt Sandtjern og Nordkulpen styrker også vurderingen av at hvis det er nødvendig med inngrep, eventuell omfattende øvingsvirksomhet her, vil konsekvensene bli store.

8.10 Litteratur

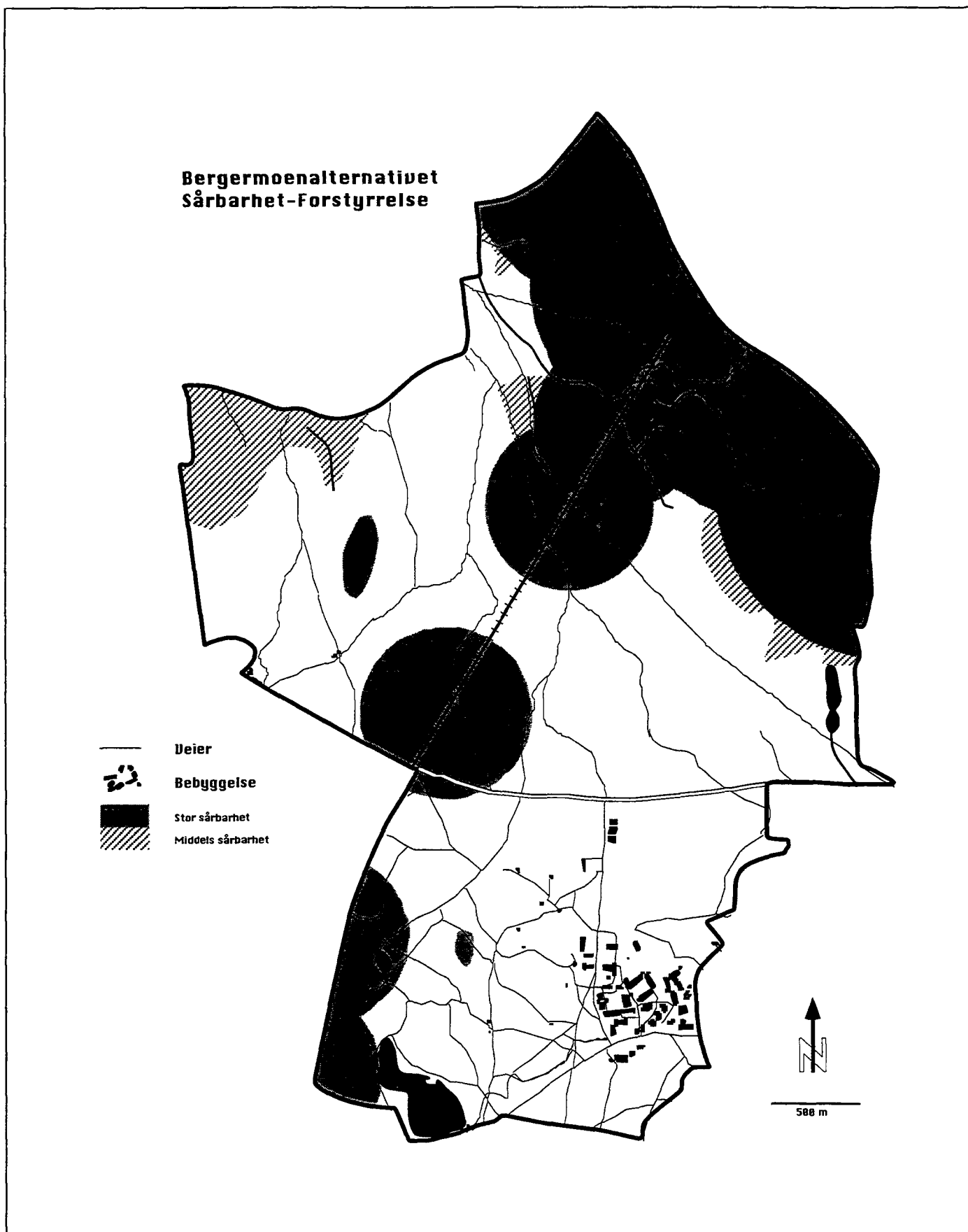
Evans, I. S. 1990. General Geomorphometry. I Goudie, A. (red) 1990. Geomorphological Techniques. Unwin Hyman, London: 44-56.

Fylkesmannen i Oslo/Akershus. 1995. Forslag til Verneplan for natur og landskap ved Gardermoen - Hauerseterrinnet. - ISBN82-7473-034-8: 1-55.

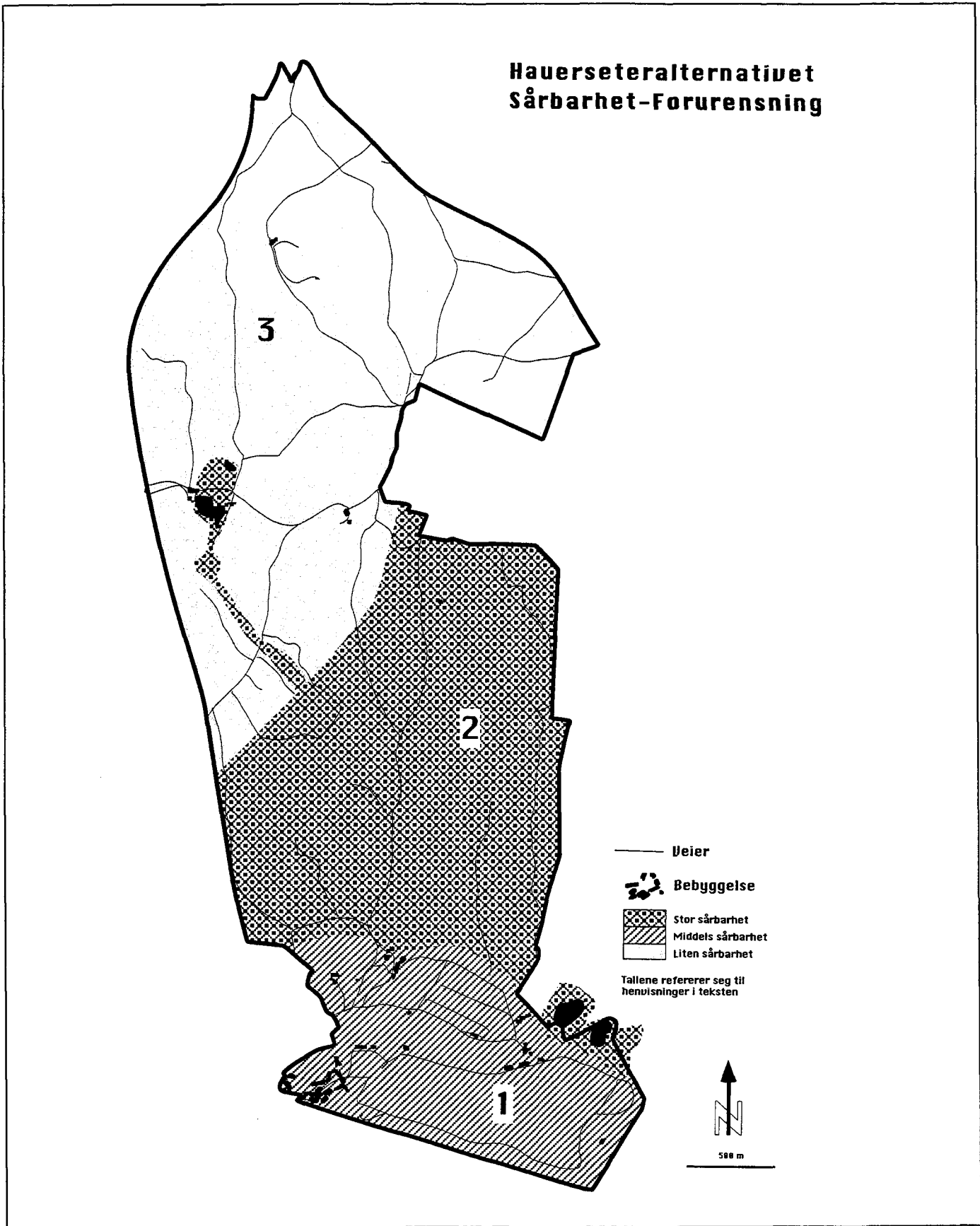
Miljøverndepartementet 1992. Ny landsplan for nasjonalparker og andre større verneområder i Norge. - St.meld. nr. 62 (1991-92): 1-131.



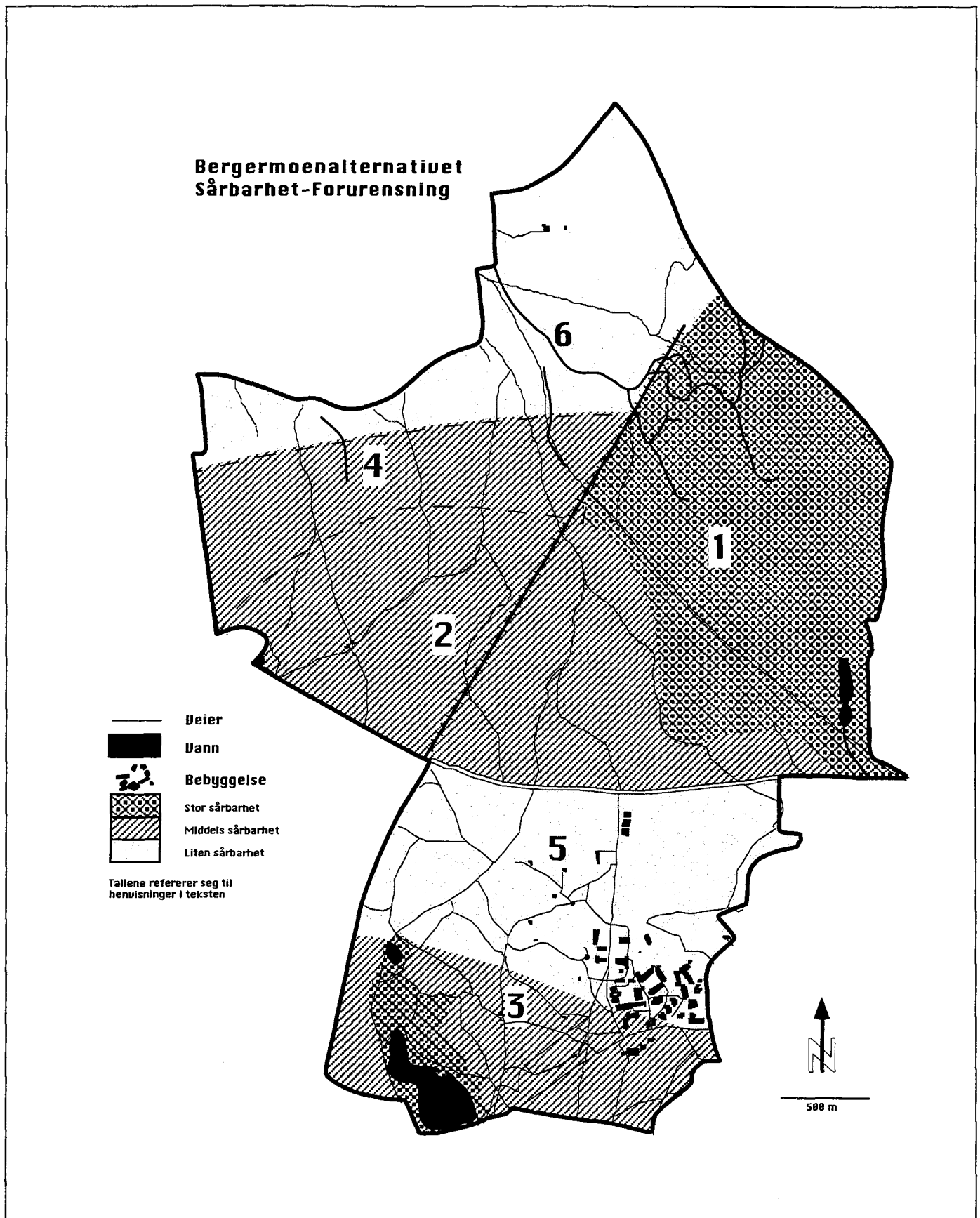
Figur 8.7
Sårbarhet mot forstyrrelse i Hauerseteralternativet.



Figur 8.8
Sårbarhet mot forstyrrelse i Bergermoenalternativet.



Figur 8.9
Sårbarhet mot forurensning i Hauerseeteralternativet.



Figur 8.10
Sårbarhet mot forurensning i Bergermoenalternativet.

Vedlegg 5.1

Vedlegg 5.1. Fuglearter registrert i Hauer seter- og Sessvoll-områdene til Forsvarets relokalisering Gardermoen.

Observasjonene er hhv anslått til innen 100m fra takseringspunktet, mer enn 100m fra takseringspunktet, og andre typer observasjoner (streif, overflyginger, observasjoner mellom takseringspunktene). Dessuten er sum av antall observasjoner og den prosentvise fordelingen av observasjoner på artene angitt for hvert område og totalt.

	Hauer seter				Sessvoll				Alle observasjoner			
	≤100m	>100m	andre	sum prosent	≤100m	>100m	andre	sum prosent	sum	prosent		
bokfink	60	47	3	110	19.75	62	44	1	106	23.30	216	21.34
løvsanger	56		3	59	10.59	48		1	49	10.77	108	10.67
rødstrupe	36		1	37	6.64	28			28	6.15	65	6.42
gulspurv	26	12	1	39	7.00	7	10		17	3.74	56	5.53
jernspurv	28	5	2	35	6.28	16	1		17	3.74	52	5.14
fuglekonge	26		1	27	4.85	22			22	4.84	49	4.84
grønnsisik	1		15	16	2.87	2		23	25	5.49	41	4.05
rødvingetrost	8	13	2	23	4.13	5	10		15	3.30	38	3.75
korsnebb (ubest.)			15	15	2.69			21	21	4.62	36	3.56
måltrost	9	9	1	19	3.41	2	13	1	16	3.52	35	3.46
ringdue	1	10	3	14	2.51	5	14	1	20	4.40	34	3.36
svarttrost	5	8	1	14	2.51	11	7	1	19	4.18	33	3.26
granmeis	20	2	1	23	4.13	8		2	10	2.20	33	3.26
trepplerke	4	4	1	9	1.62	7	8		15	3.30	24	2.37
heipplerke			15	15	2.69			6	6	1.32	21	2.08
svartmeis	9	1	1	11	1.97	9		1	10	2.20	21	2.08
duetrost		6	2	8	1.44		5		5	1.10	13	1.28
gråtrost	3	2	4	9	1.62			4	4	0.88	13	1.28
toppmeis	3		1	4	0.72	7	1		8	1.76	12	1.19
flaggspett	2	1	2	5	0.90	4		1	5	1.10	10	0.99
munk	2	3	2	7	1.26	2	1		3	0.66	10	0.99
kråke		5	2	7	1.26		1		1	0.22	8	0.79
nøtteskrike		2	1	3	0.54	3	1		4	0.88	7	0.69
kjøttmeis	4		2	6	1.08	1			1	0.22	7	0.69
orrflugl		1	1	2	0.36			4	4	0.88	6	0.59
skogsnipe		1	1	2	0.36	1	1		2	0.44	4	0.40
møller	2	1	1	4	0.72					0.00	4	0.40
dompap	1			1	0.18	1		2	3	0.66	4	0.40
rugde			2	2	0.36			1	1	0.22	3	0.30
hettemåke					0.00		1	2	3	0.66	3	0.30
gjøk		2	1	3	0.54					0.00	3	0.30
svartspett		1	2	3	0.54					0.00	3	0.30
hakkespett (ubest.)		2	1	3	0.54					0.00	3	0.30
sanglerke		1		1	0.18		2		2	0.44	3	0.30
linerle			1	1	0.18			2	2	0.44	3	0.30
gjerdesmett	1		2	3	0.54					0.00	3	0.30
jerpe			2	2	0.36			1	1	0.22	3	0.30
strandsnipe			1	1	0.18			1	1	0.22	2	0.20
grønnspekk		2		2	0.36					0.00	2	0.20
hagesanger			1	1	0.18		1		1	0.22	2	0.20
rødstjert					0.00	1	1		2	0.44	2	0.20
spettmeis	1		1	2	0.36					0.00	2	0.20
trekryper			2	2	0.36					0.00	2	0.20
krikkand			1	1	0.18					0.00	1	0.10
stokkand					0.00			1	1	0.22	1	0.10
toppand					0.00			1	1	0.22	1	0.10
kvinand			1	1	0.18					0.00	1	0.10
hønsehauk					0.00			1	1	0.22	1	0.10
tårnfalk			1	1	0.18					0.00	1	0.10
måke (ubest.)			1	1	0.18					0.00	1	0.10
skogdue	1			1	0.18					0.00	1	0.10
tårnseiler					0.00			1	1	0.22	1	0.10
skjære					0.00	1			1	0.22	1	0.10
kaie					0.00			1	1	0.22	1	0.10
ravn			1	1	0.18					0.00	1	0.10
buskskvett			1	1	0.18					0.00	1	0.10
Antall observasjoner	309	141	107	557	100.00	253	121	81	455	100.00	1012	100.00
Antall arter	24	24	44	48		23	17	24	41		56	
Antall arter/korrigert	24	23	42	46		23	17	24	41		54	
Prosent av alle arter	44.44	42.59	77.78	85.19		42.59	31.48	44.44	75.93		100.00	

Vedlegg 5.2

Vedlegg 5.2. Antall observasjoner av fuglearter registrert ved punkttakseringer i Hauer seter- og Sessvoll-områdene til Forsvarets relokalisering Gardermoen.

	Hauer seter		Sessvoll		Alle observasjoner		
	sør	nord	øst	vest	sum	prosent	stasjoner
bokfink	49	59	58	48	214	22.50	56
løvsanger	34	24	32	17	107	11.25	44
rødstrupe	25	11	16	12	64	6.73	42
gulspurv	16	22	12	5	55	5.78	27
jernspurv	18	16	13	4	51	5.36	36
fuglekonge	11	15	12	10	48	5.05	37
grønnsisik	11	4	8	17	40	4.21	31
rødvingetrost	14	8	12	3	37	3.89	29
korsnebb (ubest.)	13	1	8	13	35	3.68	28
måltrost	13	5	6	9	33	3.47	27
svarttrost	5	8	15	4	32	3.36	26
ringdue		13	15	4	32	3.36	22
granmeis	13	9	4	5	31	3.26	25
trepplerke	4	4	8	7	23	2.42	20
heipplerke	5	9	4	2	20	2.10	20
svartmeis	4	6	2	7	19	2.00	13
gråtrost	5	3	3	1	12	1.26	10
duetrost	1	5	1	4	11	1.16	9
toppmeis	1	2	2	5	10	1.05	9
flaggspett	3		4	1	8	0.84	7
munk	5		3		8	0.84	7
kråke	3	3	1		7	0.74	6
nøtteskrike	2		3	1	6	0.63	6
orrfugl	1		4		5	0.53	5
kjøttmeis	4			1	5	0.53	5
skogsnipe	1		2		3	0.32	2
hakkespett (ubest.)	1	2			3	0.32	3
dompap	1		2		3	0.32	3
møller	2	1			3	0.32	3
sanglerke	1		2		3	0.32	3
hettemåke			3		3	0.32	3
gjøk		2			2	0.21	2
linerle		1	1		2	0.21	2
grønnspekk		2			2	0.21	2
rødstjert				2	2	0.21	2
gjerdesmett	1				1	0.11	1
spettmeis	1				1	0.11	1
trekryper	1				1	0.11	1
svartspett		1			1	0.11	1
jerpe	1				1	0.11	1
skogdue		1			1	0.11	1
måke (ubest.)		1			1	0.11	1
hagesanger			1		1	0.11	1
stokkand			1		1	0.11	1
kaie			1		1	0.11	1
tårnseiler				1	1	0.11	1
skjære				1	1	0.11	1
Antall observasjoner	270	238	259	184	951		
Antall arter/korrigert	32	26	32	25	45		
Antall obs./taks.punkt	19.29	17.00	18.50	13.14	16.98		
Antall arter/taks.punkt	11.65	9.93	10.93	8.93	10.36		

Vedlegg 5.3

Vedlegg 5.3. Antall observasjoner av fuglearter registrert ved punkttagseringer i Hauer seter- og Sessvoll-områdene, samt totalt, fordelt på takseringsperiode.

	Hauer seter			Sessvoll			Alle observasjoner		
	mai	juni	sum	mai	juni	sum	mai	juni	sum
bokfink	55	53	108	44	62	106	99	115	214
løvsanger	10	48	58	16	33	49	26	81	107
rødstrupe	21	15	36	10	18	28	31	33	64
gulspurv	19	19	38	9	8	17	28	27	55
jernspurv	20	14	34	7	10	17	27	24	51
fuglekonge	12	14	26	12	10	22	24	24	48
grønnsisik	10	5	15	14	11	25	24	16	40
rødvingetrost	14	8	22	7	8	15	21	16	37
korsnebb (ubest.)	6	8	14	6	15	21	12	23	35
måltrost	8	10	18	6	9	15	14	19	33
svarttrost	6	7	13	7	12	19	13	19	32
ringdue	9	4	13	6	13	19	15	17	32
granmeis	14	8	22	7	2	9	21	10	31
trepplerke	4	4	8	8	7	15	12	11	23
heipplerke	14		14	6		6	20		20
svartmeis	6	4	10	4	5	9	10	9	19
gråtrost	7	1	8	4		4	11	1	12
duetrost	3	3	6		5	5	3	8	11
toppmeis	3		3	2	5	7	5	5	10
flaggspett	2	1	3	4	1	5	6	2	8
munk		5	5		3	3		8	8
kråke	4	2	6	1		1	5	2	7
nøtteskrike	1	1	2	3	1	4	4	2	6
orrugl	1		1		4	4	1	4	5
kjøttmeis		4	4		1	1		5	5
skogsnipe		1	1	1	1	2	1	2	3
hakkespett (ubest.)	3		3				3		3
dompap	1		1	2		2	3		3
møller		3	3					3	3
sanglerke		1	1		2	2		3	3
hettemåke				2	1	3	2	1	3
gjøk		2	2					2	2
linerle	1		1		1	1	1	1	2
grønnspekk	1	1	2				1	1	2
rødstjert				2		2	2		2
gjerdesmett		1	1					1	1
spettmeis		1	1					1	1
trekryper	1		1				1		1
svartspett	1		1				1		1
jerpe	1		1				1		1
skogdue	1		1				1		1
måke (ubest.)		1	1					1	1
hagesanger					1	1		1	1
stokkand				1		1	1		1
kaie					1	1		1	1
tårnseiler					1	1		1	1
skjære					1	1		1	1
Antall observasjoner	259	249	508	191	252	443	450	501	951
Antall arter/korrigert	30	29	38	26	30	36	34	37	45

Vedlegg 6.1

<i>Artsammensetning i de undersøkte lokalitetene.</i>							
prøve Lokalitet	1996 Sofrutjern	1993 Grovtjern	1996 Grovtjern	1993 Sandtjern	1996 Sandtjern	1996 Majorsetertjern	1996 Sessvolltj
Vannlopper							
Diaphanosoma brachyurum (Liév.)T	x		x		x		
Sida crystallina (O.F.M.)		x	x	x	x		x
Holopedium gibberum Zaddach	x		x		x		
Ceriodaphnia pulchella Sars				x			
Ceriodaphnia megops Sars				x	x		
Ceriodaphnia quadrangula (O.F.M.)	x			x	x	x	x
Daphnia longispina (O.F.M.)		x	x			x	
Scapholeberis mucronata (O.F.M.)		x	x	x	x	x	x
Simocephalus serrulatus (Koch)	x		x				
Simocephalus vetula (O.F.M.)		x	x	x	x		x
Bosmina longirostris (O.F.M.)				x			x
Bosmina longispina Leydig			x		x		
Acantholeberis curvirostris (O.F.M.)						x	
Lathonura rectirostris (O.F.M.)				x			
Ophryoxus gracilis Sars							x
Streblocerus serricaudatus (Fisch.)		x					
Acroperus harpae (Baird)	x	x	x		x		x
Alona affinis (Leydig)	x	x		x	x		x
Alona guttata Sars	x	x	x				
Alonella excisa (Fischer)			x				
Alonella exigua (Fischer)		x		x			
Alonella nana (Baird)		x			x	x	x
Chydorus gibbus Lilljeborg				x			
Chydorus sphaericus (O.F.M.)	x	x	x	x	x	x	x
Disparalona rostrata (Koch)			x				
Graptoleberis testudinaria (Fischer)		x		x			
Pleuroxus truncatus (O.F.M.)		x	x	x		x	x
Pseudochydorus globosus (Baird)				x			
Polyphemus pediculus (Leuck.)	x	x	x		x	x	x
sum vannlopper	9	14	15	16	13	8	12
Hoppekreps							
Acanthodiptomus denticornis (Wierz.)	x		x				
Eudiaptomus gracilis Sars		x					
Heterocope appendiculata Sars				x			
Heterocope saliens (Lillj.)						x	
Macrocyclops albidus (Jur.)	x	x		x	x		
Macrocyclops fuscus (Jur.)		x					
Eucyclops macrurus (Sars)		x	x				
Eucyclops serrulatus (Fisch.)		x		x	x		
Eucyclops speratus (Lillj.)	x				x		
Paracyclops affinis Sars		x					x
Ectocyclops phaleratus (Koch)		x	x				
Cyclops scutifer Sars				x			
Megacyclops gigas (Claus)		x	x	x	x	x	x
Megacyclops viridis (Jur.)		x					
Acanthocyclops vernalis (Fisch.)						x	
Diacyclops bicuspidatus (Claus)	x						
Mesocyclops leuckarti (Claus)	x	x	x			x	x
Thermocyclops oithonoides (Sars)				x	x		x
sum hoppekreps	5	10	5	6	5	4	4
sum krepssdyr	14	24	20	22	18	12	16

Vedlegg 6.2

<i>Prosentvis forekomst av krepsdyr i prøver tatt i Sofrutjern</i>						
år lokalitet prøve	1996 Sofrutjern fra land	1996 Sofrutjern fra land	1996 Sofrutjern fra land	1996 Sofrutjern fra land	1996 Sofrutjern flytetorv	1996 Sofrutjern flytetorv
Vannlopper						
Diaphanosoma brachyurum (Liév.)T	6,5	4,6	8,9	6,8	9,3	8,0
Holopedium gibberum Zaddach	0,7	0,3	+	+		
Ceriodaphnia quadrangula (O.F.M.)	+	0,3			+	
Simocephalus serrulatus (Koch)		+				0,6
Acroperus harpae (Baird)					0,4	
Alona affinis (Leydig)		+				
Alona guttata Sars						1,1
Chydorus sphaericus (O.F.M.)	0,7	0,3	0,3	0,2	1,8	5,1
Polyphemus pediculus (Leuck.)						0,6
Hoppekreps						
Acanthodiptomus denticornis (Wier	21,9	9,2	13,4	12,1	5,4	22,3
cal naup cyclopoida	15,4	6,6	3,5	28,2	25,4	13,7
Macrocyclops albidus (Jur.)		+				
Eucyclops speratus (Lillj.)						0,1
Diacyclops bicuspidatus (Claus)				+	0,7	0,6
Mesocyclops leuckarti (Claus)		0,3	0,0	0,2	+	0,6
cycl naup	53,7	74,4	73,5	51,0	52,7	38,8
cycl cop (I-III)	1,0	4,0	0,3	1,5	4,3	8,6
antall dyr i prøven	2921	3493	9392	4722	2792	1751

Vedlegg 6.3

<i>Prosentvis forekomst av krepsdyr i prøver tatt i Grovtjern</i>							
år	1993	1996	1996	1996	1996	1996	1996
lokalitet	Grovtjern	Grovtjern	Grovtjern	Grovtjern	Grovtjern	Grovtjern	Grovtjern
prøve		spredt vannlilje	spredt vannlilje	spredt vannlilje	spredt vannlilje	spredt vannlilje	spredt vannlilje
Vannlopper							
Diaphanosoma brachyurum (Liév.)T		0,3					
Sida crystallina (O.F.M.)	6,2						0,6
Holopedium gibberum Zaddach		+					
Daphnia longispina (O.F.M.)	6,2	+		0,1	0,4	0,3	
Scapholeberis mucronata (O.F.M.)			0,2				1,2
Simocephalus serrulatus (Koch)		0,3					
Simocephalus vetula (O.F.M.)	0,1					+	
Bosmina longispina Leydig				0,7			
Acroperus harpae (Baird)		0,6	1,3	0,7	+	+	3,1
Alona guttata Sars		0,3			0,4		0,6
Alonella excisa (Fischer)					+		
Alonella nana (Baird)	1,2						
Chydorus sphaericus (O.F.M.)	1,2	0,8	0,8	0,1		+	0,6
Disparalona rostrata (Koch)			+				
Graptoleberis testudinaria (Fischer)	0,1						
Pleuroxus truncatus (O.F.M.)	0,1				+		
Polyphemus pediculus (Leuck.)		1,9	8,1	14,4	1,1	0,6	0,6
Hoppekreps							
Acanthodiaptomus denticornis (Wierz.)		0,6	3,0	1,4	1,9	5,6	8,1
Eudiaptomus gracilis Sars	0,1						
cal naup cyclopoida		4,2	10,8	14,4	1,9	14,0	10,6
Macrocyclops albidus (Jur.)	0,1						
Eucyclops macrurus (Sars)			+				0,1
Eucyclops serrulatus (Fisch.)	0,1						
Ectocyclops phaleratus (Koch)		+					
Megacyclops gigas (Claus)	0,6	0,3	+	0,7	0,4	+	
Mesocyclops leuckarti (Claus)	0,6	1,1	0,8	0,1	1,1	0,3	1,9
cycl naup	48,4	89,7	74,5	66,8	92,6	78,8	72,5
cycl cop (I-III)	34,7		0,4	0,7		0,3	
antall dyr i prøven	806	3613	4713	1393	2623	3224	1601

Vedlegg 6.4

Prosentvis forekomst av krepsdyr i prøver tatt i Sandtjern

år lokalitet prøve	1993 Sandtjern hov	1996 Sandtjern dyrket mark	1996 Sandtjern dyrket mark	1996 Sandtjern dyrket mark	1996 Sandtjern granskog	1996 Sandtjern granskog	1996 Sandtjern krattskog
Vannlopper							
Diaphanosoma brachyurum (Liév.)T		0,2	0,9		0,7	1,6	1,4
Sida crystallina (O.F.M.)	7,3		0,9	0,1		+	
Holopedium gibberum Zaddach		1,9	1,7	14,4	4,6	2,1	2,1
Ceriodaphnia pulchella Sars	1,8						
Ceriodaphnia megops Sars	29,9				0,1	+	
Ceriodaphnia quadrangula (O.F.M.)	3,6		0,9	0,6	5,2	1,6	7,0
Scapholeberis mucronata (O.F.M.)	0,6		0,1	0,1	10,5	0,4	0,7
Simocephalus vetula (O.F.M.)	+			0,1	0,1		0,1
Bosmina longirostris (O.F.M.)	3,6						
Bosmina longispina Leydig		0,9	13,7	4,6	27,6	46,8	17,4
Acroperus harpae (Baird)		+					
Alona affinis (Leydig)		+	0,1		0,7		0,1
Alonella exigua (Fischer)	+						
Alonella nana (Baird)	0,6			0,6	0,1	+	6,3
Chydorus sphaericus (O.F.M.)	+			0,1		0,4	0,1
Pleuroxus truncatus (O.F.M.)	+						
Polyphemus pediculus (Leuck.)			9,4	8,6	1,3	23,8	9,8
Hoppekreps							
Heterocope appendiculata Sars	+						
cal naup cyclopoida		0,3		2,9	3,3	0,8	
Macrocyclops albidus (Jur.)	0,6		9,4	0,6		+	6,3
Eucyclops macrurus (Sars)							
Eucyclops serrulatus (Fisch.)	+		1,7	0,1		+	2,1
Eucyclops speratus (Lillj.)					0,1	0,8	0,7
Megacyclops gigas (Claus)			0,9	0,1		0,4	15,4
Thermocyclops oithonoides (Sars)	52,0	6,1	22,2	26,5	16,4	0,4	0,7
cycl naup		90,5	37,5	30,0	27,6	15,6	10,5
cycl cop (I-III)			0,9	10,9	2,0	4,9	19,5
antall dyr i prøven	83606	4477	1172	1736	1524	2435	1433

Vedlegg 6.5

<i>Prosentvis forekomst av krepsdyr i prøver tatt i Majorsetertjern</i>					
år	1996	1996	1996	1996	1996
lokalitet	Majorsetertj.	Majorsetertj.	Majorsetertj.	Majorsetertj.	Majorsetertj.
prøve	avsnøring	avsnøring	fra land	fra land	pytt
Vannlopper					
Ceriodaphnia quadrangula (O.F.M.)	1,5				
Daphnia longispina (O.F.M.)	30,9	66,9	45,3	16,2	5,9
Scapholeberis mucronata (O.F.M.)		0,1			
Acantholeberis curvirostris (O.F.M.)	0,7				
Alonella nana (Baird)	0,7				
Chydorus sphaericus (O.F.M.)	2,9	0,8	0,6	1,0	
Pleuroxus truncatus (O.F.M.)	0,7				
Polyphemus pediculus (Leuck.)	11,8	3,2	1,8	2,9	
Hoppekreps					
Heterocope saliens (Lillj.)	14,0	16,1	17,6	33,4	23,5
cal naup	5,1		15,3	13,0	
cyclopoida					
Megacyclops gigas (Claus)	2,9	8,1	10,6	5,8	
Acanthocyclops vernalis (Fisch.)				+	5,9
Mesocyclops leuckarti (Claus)	0,7	0,8			
cycl naup	27,2	1,6	8,8	27,3	64,7
cycl cop (I-III)	0,7	2,4		0,3	
antall dyr i prøven	1360	1241	1700	3081	17

Vedlegg 6.6

<i>Prosentvis forekomst av krepsdyr i prøver tatt i Sessvolljern</i>							
år lokalitet prøve	1996 Sessvolltj sydvest	1996 Sessvolltj vest	1996 Sessvolltj nordvest	1996 Sessvolltj nordøst	1996 Sessvolltj nordøst	1996 Sessvolltj sydøst	1996 Sessvolltj i flytetorv
Vannlopper							
<i>Sida crystallina</i> (O.F.M.)		0,1	0,7	10,0	0,1	3,2	
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i> (O.F.M.)	0,2	0,8		0,9			18,2
<i>Scapholeberis mucronata</i> (O.F.M.)					0,1	0,8	4,5
<i>Simocephalus vetula</i> (O.F.M.)							4,5
<i>Bosmina longirostris</i> (O.F.M.)			1,4	0,9		0,1	
<i>Ophryoxus gracilis</i> Sars		0,8					
<i>Acroperus harpae</i> (Baird)			1,4	1,8	0,7	0,8	4,5
<i>Alona affinis</i> (Leydig)		0,1		0,1	0,1	0,1	9,1
<i>Alonella nana</i> (Baird)						0,8	
<i>Chydorus sphaericus</i> (O.F.M.)		0,8	0,1		0,7		
<i>Pleuroxus truncatus</i> (O.F.M.)							13,6
<i>Polyphemus pediculus</i> (Leuck.)						0,1	9,1
Hoppekreps							
<i>Paracyclops affinis</i> Sars						0,8	
<i>Megacyclops gigas</i> (Claus)			0,1				
<i>Mesocyclops leuckarti</i> (Claus)		0,8	0,7	14,5	0,1	0,8	
<i>Thermocyclops oithonoides</i> (Sars)	69,4	70,2	61,6	30,9	96,1	76,4	27,3
cycl naup	30,4	26,2	33,5	40,9	2,2	16,1	9,1
cycl cop (I-III)			0,7				
antall dyr i prøven	576	1182	1462	1101	1374	1243	22

Vedlegg 6.7

Analyseresultater av metaller i vannprøver samlet i mai 1996 fra bekkelokaliteter i Hauer seter- og Sessvollområdet. Verdiene i µg/l.

Metall		Inn Sandtj.	Inn Sessvolltj.	Ut Sessvolltj.	Gatabekken
Litium	Li	0.3	0.4	0.4	0.6
Beryllium	Be	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Bor	B	<1	<1	2	<1
Magnesium	Mg	510	490	850	1900
Aluminium	Al	208	250	80	180
Kalium	K	135	120	380	-
Kalsium	Ca	2580	1750	5900	7800
Titan	Ti	7.2	7.3	12	22
Vanadium	V	<0.1	1	<0.1	<0.1
Krom	Cr	0.5	0.7	0.3	0.4
Mangan	Mn	55	40	53	140
Jern	Fe	800	750	1800	1250
Kobolt	Co	0.7	0.4	0.3	0.8
Nikkel	Ni	2	0.7	1.6	1.9
Kopper	Cu	2.9	1.0	0.9	1.9
Sink	Zn	7.6	4.7	2.7	4.0
Gallium	Ga	0.02	<0.1	<0.1	<0.1
Germanium	Ge	<0-01	<0.1	<0.1	<0.1
Arsen	As	0.2	0.4	0.2	0.4
Selen	Se	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
Rubidium	Rb	0.7	0.6	1.4	1.9
Strontium	Sr	25	25	58	81
Yttrium	Y	0.5	0.5	0.2	1.8
Zirkonium	Zr	0.2	0.3	0.2	0.3
Niob	Nb	<0.1	<0.1	<0.1	0.1
Molybden	Mo	<0.1	0.1	0.2	0.8
Ruthenium	Ru	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Palladium	Pd	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Sølv	Ag	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Kadmium	Cd	0.08	0.03	<0.01	0.04
Indium	In	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Tinn	Sn	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Antimon	Sb	0.2	0.1	<0.1	<0.1
Tellur	Te	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Cesium	Cs	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Barium	Ba	39	27	50	45
Lantan	La	0.5	0.4	0.1	2.4
Cerium	Ce	0.8	0.8	0.2	2.5
Praseodym	Pr	0.2	0.1	<0.1	0.7
Neodym	Nd	0.5	0.4	0.1	2.3
Samarium	Sm	0.1	<0.1	<0.1	0.3
Europium	Eu	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Gadolinium	Gd	<0.1	<0.1	<0.1	0.3
Terbium	Tb	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Dysprosium	Dy	<0.1	<0.1	<0.1	0.2
Holmium	Ho	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Erbium	Er	<0.1	<0.1	<0.1	0.1
Thulium	Tm	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Ytterbium	Yb	<0.1	<0.1	<0.1	0.1
Hafnium	Hf	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Tantal	Ta	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Wolfram	W	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Rhenium	Re	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Osmium	Os	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1

Iridium	Ir	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Platina	Pt	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Gull	Au	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Kvikksølv	Hg	5.0	5.0	4.0	5.0
Thallium	Tl	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Bly	Pb	0.25	0.40	0.22	0.53
Uran	U	0.15	0.09	0.06	1.7

Vedlegg 6.8

Analyseresultater av metaller i sedimentprøver samlet i mai 1996 fra innsjøer i Hauerseter- og Sessvollområdet. Verdiene i µg/g tørt sediment.

Metall		Grovtjern	Sofrutjern	Sandtjern	Majorsetertj.	Sessvolltjern
Litium	Li	1.2	2.41	15.0	16.8	3.6
Beryllium	Be	<1	<1	0.53	0.64	0.85
Magnesium	Mg	772	1030	5500	3830	1060
Aluminium	Al	5671	4780	21800	25700	4900
Titan	Ti	107	4560	400	29.8	182
Vanadium	V	58.8	22.3	60.2	85.1	52.1
Krom	Cr	17.2	22.5	27.8	37.2	17.1
Mangan	Mn	712	222	158	272	1120
Jern	Fe	50450	20500	48200	37900	290000
Kobolt	Co	3.6	2.90	10.5	10.8	14.5
Nikkel	Ni	10.7	13.8	31.3	27.0	29.5
Kopper	Cu	40.4	45.9	29.3	51.3	10.7
Sink	Zn	25.5	2900	142	207	84.5
Gallium	Ga	2.1	2.66	7.52	2.13	1.48
Germanium	Ge	<0.5	<0.5	<0.1	<0.5	<0.5
Arsen	As	10.7	11.4	7.52	11.9	31.7
Selen	Se	0.8	1.45	1.05	2.13	1.25
Rubidium	Rb	4.7	8.69	38.4	33.0	3.18
Strontium	Sr	38.6	26.6	36.1	47.4	66.8
Yttrium	Y	19.0	2.90	16.6	20.6	25.5
Zirkonium	Zr	3.1	2.27	7.00	2.13	23.2
Niob	Nb	<0.5	0.72	0.75	0.89	0.57
Molybden	Mo	1.9	3.14	3.61	4.68	3.45
Ruthenium	Ru	<0.5	<0.5	<0.1	<0.5	<0.5
Palladium	Pd	<0.5	<0.5	0.23	<0.5	0.7
Sølv	Ag	<0.5	0.29	0.26	0.45	<0.5
Kadmium	Cd	1.3	169	1.85	1.72	0.44
Indium	In	<0.05	<0.5	<0.1	<0.5	<0.5
Tinn	Sn	3.0	3.38	0.67	0.64	<0.5
Antimon	Sb	1.9	3.14	0.13	0.48	<0.5
Tellur	Te	<0.5	<0.5	<0.1	<0.5	<0.5
Cesium	Cs	0.3	0.69	2.33	1.98	0.19
Barium	Ba	178	314	226	279	540
Lantan	La	19.0	4.35	27.8	34.0	9.0
Cerium	Ce	33.8	8.94	50.9	57.4	18.1
Praseodym	Pr	5.9	1.30	8.73	9.57	3.1
Neodym	Nd	20.8	4.35	28.6	31.1	11.9
Samarium	Sm	3.6	0.70	4.74	5.10	2.44
Europium	Eu	0.8	0.17	0.98	1.06	0.70
Gadolinium	Gd	3.3	0.58	3.76	4.47	2.68
Terbium	Tb	0.4	<0.5	0.47	0.55	0.36
Dysprosium	Dy	2.4	0.43	2.71	3.08	2.52
Holmium	Ho	0.4	<0.5	0.45	0.53	0.56
Erbium	Er	1.2	0.24	1.28	1.49	1.89
Thulium	Tm	0.2	<0.5	0.19	0.21	0.32
Ytterbium	Yb	1.4	0.24	1.35	1.49	2.52
Hafnium	Hf	<0.1	<0.5	0.22	<0.5	0.42
Tantal	Ta	<0.1	<0.5	<0.1	<0.5	<0.1
Wolfram	W	<0.5	<0.5	0.15	0.62	0.7
Rhenium	Re	<0.05	<0.05	<0.01	<0.05	<0.05
Osmium	Os	<0.05	<0.05	<0.01	<0.05	<0.06
Iridium	Ir	<0.05	<0.05	<0.01	<0.05	<0.07
Platina	Pt	<0.05	<0.05	<0.01	<0.05	<0.08
Gull	Au	<0.05	<0.05	<0.01	<0.05	<0.09

Kvikksølv	Hg	0.18	2.17	0.19	0.32	0.06
Thallium	Tl	<0.5	0.48	0.56	0.64	0.07
Bly	Pb	148	220	63.2	116	12.8
Uran	U	1.2	0.46	2.93	3.53	1.63

Vedlegg 6.9

Analyseresultater av PCB-komponenter i sedimentprøver samlet i mai 1996 fra innsjøer i Hauer seter- og Sessvollområdet. Verdiene i µg/kg tørt sediment.

Komponent	Grovtjern	Sofrutjern	Sandtjern	Majorsetertj.	Sessvolltjern
5-CB	0.2	0.6	<0.2	0.2	mask.
a-HCH	0.2	mask.	<0.2	<0.2	mask.
HCB	0.7	2.9	0.2	0.4	mask.
g-HCH	0.2	0.2	<0.2	0.2	0.1
PCB 28	0.8	0.9	<0.2	0.6	1
PCB 52	0.8	1.2	0.3	1	mask.
OCS	<0.2	4.3	<0.2	<0.2	<0.1
PCB 101	1.1	4.3	0.4	1.2	0.3
p, p-DDE	0.9	1.2	0.6	2	<0.1
PCB 118	0.7	2.5	0.5	1.1	0.2
p, p-DDD	0.4	0.7	0.5	1.2	<0.1
PCB 153	2.3	7.4	0.8	2.4	0.2
PCB 105	0.2	0.4	<0.2	0.4	<0.1
PCB 138	2.1	7.6	0.8	2.3	0.2
PCB 156	0.4	1.1	0.2	0.6	<0.1
PCB 180	1.7	4.6	0.7	2	0.1
PCB 209	s.2.2	10.3	s.0.9	s.4.4	<0.1
SUM PCB	10.1	40.3	3.7	11.6	2
SUM SEVEN DUTCH PCB	9.5	28.5	3.5	10.6	2
% Tørrstoff	1.5	3.3	10.6	5	1.3

s. = Suspekt verdi

Vedlegg 6.10

Analyseresultater av PAH-komponenter i sedimentprøver samlet i mai 1996 fra innsjøer i Hauer seter- og Sessvollområdet. Verdiene i Ng/g tørt sediment.

Komponent	Grovtjern	Sofrutjern	Sandtjern	Majorsetertj.	Sessvolltjern
Naftalen	37	102	65	180	
2-M-Naftalen	34	44	30	50	
1-M-Naftalen	41	49	41	61	
Bifenyl	13	14	i.p.	21	
2, 6-Dimetylnaftalen	44	36	23	55	
Acenaftalen	15	16	i.p.	68	
Acenaften	38	46	34	i.p.	Ingen
2, 3, 5-Trimetylnaftalen	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	prøve !
Fluoren	30	55	i.p.	i.p.	
Fenantren	244	326	98	545	
Antracen	23	36	7	69	
1-Metylfenantren	77	77	i.p.	175	
Fluoranten	398	489	182	1152	
Pyren	299	329	142	954	
Benz (a) antracen *	149	154	55	350	
Chrysen / trifenylen	379	436	145	1080	
Benzo (b) fluoranten *	600	906	271	1645	
Benzo (j, k) fluoranten *	430	600	186	400	
Benzo (e) pyren	351	513	166	985	
Benzo (a) pyren *	244	302	107	655	
Perylen	308	139	154	519	
Ind. (1,2,3 cd) pyren *	513	823	188	1164	
Dibenz. (a, c/a, h) ant. * 1)	66	102	18	191	
Benzo (ghi) perylen	468	758	174	1071	
SUM	4801	6352	2086	11390	
Derav KPAH (*)	2002	2887	825	4405	
% Tørrstoff	41.7	45.5	39.5	38.7	

i.p. = ikke påvist.

* markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhørende IARC 's kategorier 2A + 2B (sannsynlige + trolige cancerogene).

Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a, h) - isomeren.

Vedlegg 6.11

Kvantitative planteplankton analyser: S e s s v o l l t j e r n

Dato =>	960530
Gruppe	Volum
Arter	
Chlorophyceae (green algae)	
Chlamydomonas sp. (l=8)	1.9
Sphaerellopsis sp. (l=20)	6.8
Sum	8.6
Chrysophyceae (golden algae)	
Bicosoeca sp.	1.7
Craspedomonader	1.9
Cyster av Chrysolykos skujai	1.0
Dinobryon bavaricum	1.5
Dinobryon divergens	6.0
Dinobryon sertularia	0.8
Dinobryon sociale v.americanum	3.6
Løse celler Dinobryon spp.	9.2
Mallomonas crassisquama	10.6
Mallomonas spp.	4.0
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	25.0
Små chrysonomader (<7)	89.6
Spiniferomonas sp.	15.4
Stenokalyx inconstans	0.8
Store chrysonomader (>7)	172.3
Synura sp. (l=9-11 b=8-9) S.petersenii ?	0.2
Ubest.chrysonomade (Ochromonas sp.?)	5.0
Sum	348.5
Bacillariophyceae (diatoms)	
Achnanthes sp. (l=15-25)	0.4
Eunotia robusta	0.0
Navicula sp.	0.5
Synedra sp. (l=40-70)	2.5
Tabellaria flocculosa	1.8
Sum	5.1
Cryptophyceae (cryptomonads)	
Cryptomonas curvata	5.4
Cryptomonas erosa	19.9
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	7.5
Cryptomonas marssonii	37.9
Cryptomonas sp. (l=15-18)	183.4
Cryptomonas sp. (l=20-24)	13.8
Cryptomonas spp. (l=28-34)	54.6
Cyathomonas truncata	0.9
Katablepharis ovalis	5.7
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	50.0
Ubest.cryptomonade (l=6-8) Chro.acuta ?	0.7
Sum	379.7
Dinophyceae (dinoflagellates)	
Gymnodinium cf.lacustre	27.6
Peridinium umbonatum (=P.inconspicuum)	121.5
Ubest. dinoflagellat (l=9-10)	64.4
Ubest.dinoflagellat	2.0
Sum	215.4
Euglenophyceae	
Trachelomonas bernardinensis	3.6
" μ - algae "	
My-alger	25.7
Totalsum (mm³/m³ = mg våtvekt/m³)	986.6

Vedlegg 6.12

Kvantitative planteplankton analyser: G r o v t j e r n

Dato ⇒	960529
Gruppe	Volum
Arter	
Cyanophyceae (cyanobacteria)	
Oscillatoria agardhii v. isothrix	8.7
Chlorophyceae (green algae)	
Chlamydomonas sp. (l=8)	1.1
Gyromitus cordiformis	9.7
Monoraphidium dybowskii	0.3
Sphaerellopsis sp. (l=20)	5.8
Sum	16.9
Chrysophyceae (golden algae)	
Chrysococcus sp.	1.3
Craspedomonader	0.1
Dinobryon bavaricum	27.8
Dinobryon borgei	0.1
Dinobryon cylindricum	21.7
Dinobryon divergens	5.1
Dinobryon sociale v. americanum	4.4
Løse celler Dinobryon spp.	7.9
Mallomonas caudata	74.2
Mallomonas spp.	2.1
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	9.2
Pseudokephyrion entzii	0.1
Små chrysomonader (<7)	88.6
Spiniferomonas bourellyi	3.3
Store chrysomonader (>7)	53.4
Synura sp. (l=9-11 b=8-9) S.petersenii ?	278.3
Ubest.chrysophyceae (l=8-9)	28.8
Uroglena americana	110.9
Sum	717.3
Bacillariophyceae (diatoms)	
Rhizosolenia longiseta	5.6
Synedra sp. (l=40-70)	34.3
Tabellaria flocculosa	3.2
Sum	43.1
Cryptophyceae (cryptomonads)	
Cryptomonas curvata	71.6
Cryptomonas marssonii	2.7
Cryptomonas pyrenoidifera	5.6
Cryptomonas sp. (l=15-18)	3.7
Cryptomonas spp. (l=28-32)	68.1
Cyathomonas truncata	4.0
Katablepharis ovalis	1.9
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	11.9
Sum	169.3
Dinophyceae (dinoflagellates)	
Gymnodinium cf. lacustre	8.5
Peridiniopsis cunningtonii	31.8
Peridiniopsis edax	24.6
Peridinium umbonatum (=P.inconspicuum)	2265.8
Ubest. dinoflagellat (l=9-10)	20.3
Ubest.dinoflagellat	0.8
Sum	2351.7
Euglenophyceae	
Euglena acus	717.8
Raphidiodiphyceae (chloromonadinea)	
Gonyostomum semen	31.2
" μ - algae "	
My-alger	33.5
Totalsum (mm ³ /m ³ = mg våtvekt/m ³)	4089.5

Kvantitative planteplankton analyser: S o f r u t j e r n

Dato ⇒	960529
Gruppe	Volum
Arter	
Chlorophyceae (green algae)	
Chlamydomonas sp. (l=12)	11.1
Chlamydomonas sp. (l=8)	3.2
Cosmarium sphagnicolum v.pachygonum	0.3
Koliella longiseta	31.6
Scourfieldia cordiformis	1.5
Sum	47.8
Chrysophyceae (golden algae)	
Bicosoeca sp.	3.6
Chromulina nebulosa	5.7
Chromulina sp.	2.1
Cyster av Dinobryon spp.	1.0
Dinobryon bavaricum	1.7
Dinobryon sociale v.americanum	40.1
Løse celler Dinobryon spp.	4.0
Mallomonas spp.	3.4
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	24.8
Små chrysomonader (<7)	108.9
Store chrysomonader (>7)	29.3
Ubest.chrysophyceae	0.3
Sum	225.0
Bacillariophyceae (diatoms)	
Tabellaria flocculosa	10.0
Cryptophyceae (cryptomonads)	
Cryptomonas marssonii	3.4
Cryptomonas parapyrenoidifera	34.5
Cryptomonas sp. (l=16-19)	83.5
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	18.9
Ubest.cryptomonade (l=6-8) Chro.acuta ?	0.4
Sum	140.7
Dinophyceae (dinoflagellates)	
Gymnodinium cf.lacustre	15.1
Gymnodinium sp. (l=14-16)	8.3
Peridinium umbonatum (=P.inconspicuum)	912.9
Ubest.dinoflagellat	4.0
Sum	940.4
Euglenophyceae	
Euglena sp. (l=40)	0.3
"µ - algae"	
My-alger	31.1
Totalsum (mm³/m³ = mg våtvekt/m³)	1395.2

Vedlegg 6.14

Kvantitative planteplankton analyser: M a j o r s e t e r t j e r n

Dato ⇒	960530
Gruppe	Volum
Arter	
Chlorophyceae (green algae)	
Chlamydomonas sp. (l=12)	3.2
Chlamydomonas sp. (l=8)	62.6
Mougeotia sp. (b=6-7)	0.8
Scourfieldia cordiformis	0.2
Sum	66.7
Chrysophyceae (golden algae)	
Chromulina sp.	11.7
Chromulina sp. (Chr.pseudonebulosa ?)	5.1
Craspedomonader	3.0
Dinobryon sertularia	7.6
Løse celler Dinobryon spp.	1.6
Mallomonas cf.crassisquama	254.4
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	6.0
Små chrysomonader (<7)	217.9
Store chrysomonader (>7)	149.9
Sum	657.2
Bacillariophyceae (diatoms)	
Eunotia lunaris	0.1
Navicula sp.	1.0
Synedra sp. (l=40-70)	0.1
Tabellaria binalis	0.6
Tabellaria flocculosa	10.2
Sum	12.1
Cryptophyceae (cryptomonads)	
Cryptomonas erosa	40.3
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	49.6
Cryptomonas sp. (l=15-18)	19.1
Cryptomonas spp. (l=24-28)	10.0
Ubest.cryptomonade (Chroomonas sp.?)	1.1
Sum	120.0
Dinophyceae (dinoflagellates)	
Gymnodinium cf.lacustre	6.4
Ubest. dinoflagellat (l=9-10)	2.4
Ubest.dinoflagellat	9.5
Sum	18.3
" μ - algae "	
My-alger	40.0
Total sum (mm ³ /m ³ = mg våtvekt/m ³)	914.3

Vedlegg 6.15

Kvantitative planteplankton analyser: S a n d t j e r n

Dato ⇒	960529
Gruppe	Volum
Arter	
Chlorophyceae (green algae)	
Chlamydomonas sp. (l=12)	3.2
Chlamydomonas sp. (l=8)	2.7
Scourfieldia complanata	0.4
Sum	6.3
Chrysophyceae (golden algae)	
Bitrichia chodatii	0.5
Chromulina nebulosa	1.9
Chromulina sp.	4.0
Chrysidiastrum catenatum	33.4
Chrysolykos planctonicus	2.3
Craspedomonader	17.8
Dinobryon bavaricum	64.8
Dinobryon borgei	0.2
Dinobryon divergens	4.6
Dinobryon sociale v.stipitata	2.1
Løse celler Dinobryon spp.	3.7
Mallomonas spp.	8.0
Ochromonas sp. (d=3.5-4)	14.7
Pseudokephyrion entzii	0.6
Små chrysomonader (<7)	102.3
Store chrysomonader (>7)	87.8
Synura sp. (l=9-11 b=8-9) S.petersenii ?	1.9
Ubest.chrysomonade (Ochromonas sp.?)	0.7
Ubest.chrysophyceae (l=8-9)	14.8
Sum	366.1
Bacillariophyceae (diatoms)	
Synedra sp. (l=40-70)	0.1
Cryptophyceae (cryptomonads)	
Cryptomonas erosa v.reflexa (Cr.refl.?)	3107.4
Cryptomonas ovata	7.0
Cryptomonas sp. (l=15-18)	242.1
Cryptomonas sp. (l=20-24)	59.6
Cryptomonas spp. (l=24-28)	100.2
Sum	3516.3
Dinophyceae (dinoflagellates)	
Gymnodinium cf.lacustre	51.7
Gymnodinium sp. (l=14-16)	17.5
Peridiniopsis edax	57.7
Ubest. dinoflagellat (l=9-10)	2.4
Ubest.dinoflagellat	15.1
Sum	144.3
Xanthophyceae (yellow-green algae)	
Isthmochloron trispinatum	2.7
" μ - algae "	
My-alger	19.0
Totalsum (mm³/m³ = mg våtvekt/m³)	4054.7

ISSN 0802-4103
ISBN 82-426-0772-9

457

NINA
OPPDRAGS-
MELDING

NINA Hovedkontor
Tungasletta 2
7005 TRONDHEIM
Telefon: 73 58 05 00
Telefax: 73 91 54 33

NINA
Boks 736 Sentrum
N-0105 Oslo
Telefon: 22 94 03 00
Telefax: 22 94 03 01

NINA
Norsk institutt
for naturforskning