

DET KGL. NORSKE VIDENSKABERS SELSKAB, MUSEET

rapport

ZOOLOGISK SERIE 1979-8

Fuglefauna og ornitologiske
verneverdier i Hellemo-
området, Tysfjord kommune,
Nordland

Kjetil Bevanger



Universitetet i Trondheim

K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser. 1979-8

FUGLEFAUNA OG ORNITOLOGISKE VERNEVERDIER I
HELLEMOOMRÅDET, TYSFJORD KOMMUNE, NORDLAND

av

Kjetil Bevanger

Universitetet i Trondheim

Det Kgl. Norske Videnskabers Selskab, Museet

Trondheim, november 1979

ISBN 82-7126-208-4

ISSN 0332-8538

REFERAT

Bevanger, Kjetil. 1979. Fuglefauna og ornitologiske verneverdier i Hellemoområdet, Tysfjord kommune, Nordland.

N. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser. 1979-8.

Ornitologiske registreringer i Hellemoområdet sommeren 1978, resulterte i at 86 arter ble observert, hvorav 85-90% antas å hekke. Under klappfellefangst av smågnagere ble det tatt opp til 54 ind./100 felledøgn i begynnelsen av juni, vesentlig gråsidemus og lemen. De foreliggende utbyggingsplanene vil primært få konsekvenser for vannfugl knyttet til Huitagjáv'ri, Hevstenjáv'ri og Amasvågjáv'ri på grunn av ned-satt næringstilgang. Mest skadelidende vil fuglelivet knyttet til Huitagjáv'ri sannsynligvis bli. Oppdemminga av Rombovatna medfører at de viktigste terrestriske produksjonsområdene i Rombodalen ødelegges. Økt utslipp av ferskvann i Hellemofjorden kan, under spesielle værforhold, få negative konsekvenser for enkelte arter som benytter området om vinteren, men forholdet kan ikke vurderes nærmere på grunn av manglende data. Bygging av veier, kraftlinjer og støy i forbindelse med anleggsdriften, vil ha negativ inflytelse på en del terrestriske biotoper, men omfanget er usikkert. På bakgrunn av de innsamlede data, vurderes den ornitologiske "verneverdien" ut fra kriteriene funksjon, diversitet og produktivitet, sjeldenhet, tilstand, forskningsverdi, referanseområde, pedagogisk betydning, klassisk område/forekomst og typeområde, etter en tredelt "stjerneskala": muligens en viss verdi (*), avgjort verdifullt (**), unikt område (internasjonal verdi) (***). Kriteriene tilstand, referanseområde og typeområde, gis høyeste verdi. Sett under ett, representerer Hellemoområdet et så uberørt og særpreget terreng med så stort mangfold av naturelementer, at dette er en forsvarlig verdivurdering ut fra et ornitologisk synspunkt. Faktorer som uberørthet, egenart og geografisk beliggenhet, gir det også spesiell verdi som referanse- og typeområde.

INNHold

REFERAT	
INNLEDNING	9
OMRÅDEBESKRIVELSE	10
Beliggenhet, utstrekning, topografi og vegetasjon	10
Geologi og geomorfologi	16
Klima	17
Fenologi	17
Linjeplatetakeringsfeltene	30
Habitatdominans og nøkkelbiotoper	35
ORNITOLOGISKE REGISTRERINGER	36
Metoder og materiale	36
Kvantitative og semikvantitative registreringer	36
Kvalitative registreringer	55
Diskusjon	65
FANGST AV SMÅGNAGERE OG OBSERVASJONER AV ANDRE PATTEDYR, KRYPDYR OG AMFIBIER	67
BIOLOGISKE KONSEKVENSER AV KRAFTUTBYGGING	69
Generelt	69
Limnisk miljø	69
Marine miljø	80
Terrestriske miljø	82
Hellemoreguleringens innvirkning på fuglefaunaen	88
VERDIKRITERIER SOM GRUNNLAG FOR VERNEVURDERINGER	93
Innledning	93
Verdikriteriene	94
Ornitologisk "verneverdiregnskap" for Helleloområdet ...	110
SAMMENDRAG OG KONKLUSJON	116
LITTERATUR	118



Utsikt over Hellemafjorden fra "Botnen"

Foto: K. Bevanger.

Inde i Tysfjorden, dette af vild nordlandsk romantik gennemhævede landskab, bor en liden koloni lapper, der lever et liv for sig selv og fører en i forhold til den øvrige befolkning isolert tilværelse. Når man reiser ind gennem den 3,4 mile lange fjord, Hellemafjorden, omgivet på begge sider af vilde, burleske tinder med her og der blå bræer nede i sprækkerne, kan man se deres små gammer som lave dværgagtige såter dukke op her og der mellem strandens stenrøser. Mange af disse gammer er så små, at man formelig må speide efter dem, og når man har fundet dem, må man spørge sig selv, om det virkelig er menneskelige boliger, man har for sig, eller om det ikke snarere er store stene. Rundt omkring ligger gjerne en sommerdag en liden grøn plet, isprængt med sten og ur, hvor en ko kan gå og beite eller et par gjeder klatre om mellem homperne og fjellknauserne. Nogle poteter dyrkes gjerne, også vel gjemt mellem stenraset, og ser man vel efter, kan det hændes, man også i den bedste sommertid får øie på et stykke bygager, men ikke altid. Enkeltvis findes en stue - den er udtryk for velstand - bygget så tæt nede ved stranden, at man har let adgang til sjøen. Fjose findes i regelen ikke, undtagen i gamleform, og nøst heller ikke, da disse sidste fordre bekostning og arbejde, større, end vore lapper både kan og tildels også vil præstere. Man hjælper sig i denne henseende ved under de forfærdelige kastevinde, fjordbunden hjemsesøges af, at læsse sine både fulde af sten, så de ikke gå tilveirs, eller fører dem ind i stille, afsides liggende bugter, hvor det er ganske lunt, og hvoraf naturen har skjænket flere som et slags naturlige havne til denne egn. Det hele gjør indtrykket af armod, fattigdom og små forhold, men også af det arktiske livs indflydelse, som man må vente at finde i disse egne.

(DNT, 1885)

INNLEDNING

Etter oppdrag fra Direktoratet for Statskraftverkene, NVE, ble det sommeren 1978 foretatt kvantitative og kvalitative ornitologiske undersøkelser i Hellemobotn og de områdene som drenerer ned til de indre delene av Hellemofjorden. Bakgrunnen for arbeidet er de eksisterende planer om vannkraftutbygging. Målsettingen har vært å skaffe tilveie et fyldig bakgrunnsmateriale som kan danne basis for en ornitologisk verdivurdering og analyse av hvilke konsekvenser de planlagte naturinngrepene får for fuglelivet.

Følgende personer har deltatt i feltarbeidet:

Tore Fonstad, John Bjarne Jordal, Svein-Håkon Lorentsen, Erling Maartmann, Jostein Sandvik og Reidar Hindrum som også var ansvarshavende i felt. Arne Gravem, Øistein Overrein og Erling Maartmann ved DVF, har dessuten bidratt med ornitologiske observasjoner både i 1978 og 1979 fra samme område. Til alle disse vil jeg rette en hjertelig takk. Takk også til Kåre Kokaas m.fl. i Tysfjord Jeger- og Fiskeriforening for meget god bistand under feltarbeidet. Endelig en takk til lokalbefolkningen i Nordbukta og Hellemobotn, især til Peder Mikkelsen, for god hjelp.

Undersøkelsen er i sin helhet finansiert av NVE.

OMRÅDEBESKRIVELSE

Beliggenhet, utstrekning, topografi og vegetasjon

Undersøkelsesområdet omfatter de indre delene av Hellemofjorden, fra utløpet av Vasjaelva (Vaššajåkka), Ytre Vasja, på sørvestsida, inn til "Botnen" og ut til Nordbukta på nordøstsida, samt nedslagsfeltet til de vassdragssystemer som drenerer ned til fjorden på dette avsnittet (jfr. fig. 1).

Hellemofjorden er omkring 35 km lang og fra Hellemobotn ($67^{\circ} 48' N$, $16^{\circ} 30' \text{Ø}$), til riksgrensa mot Sverige, er det bare vel 6 km i luftlinje. På svensk side går Padjelanta Nasjonalpark helt inn til Norge mens Stora Sjøfallets Nasjonalpark og Sareks Nasjonalpark ligger noe lenger øst. I alt vesentlig er det Tysfjord kommune som blir berørt av utbyggingsplanene for Hellemovassdragene, men mot vannskillet lengst i sørvest kommer også Hamarøy kommune inn (jfr. fig. 2a).

Det er naturlig å dele området i tre; med henholdsvis elvene som renner ut ved ytre Vasja, Hellemobotn og Nordbukta som egne geografisk, adskilte vassdrag. De blir i det følgende og i samme rekkefølge kalt 1. Rombovassdraget, 2. Rounasvassdraget og 3. Kvaldalsvassdraget (jfr. fig. 2a).

1. Rombovassdraget har sine kilder sør for Rombobotnvatnet (581 m.o.h.), total lengde er ca. 16 km og nedslagsfeltet ca. 41 km^2 . Terrenget omkring Rombobotnvatnet preges av blankskurte berg med mindre flekker vegetasjon innimellom. Et karakteristisk trekk er de nedenforliggende vatna, Øvre (459 m.o.h.), Midtre, og Nedre Rombovatn (457 m.o.h.) (fig. 3). Mellom Rombobotnvatnet og Øvre Rombovatn, er landskapet stort sett åpent og typisk alpint med blokker og blankskurte berg, men noe bjørkeskog finnes i dalsidene. Vestsida av vatna domineres av rasmarker med steile fjellvegger over. På østsida er formasjonene ikke fullt så dramatiske, mens sørenden av Nedre Rombovatn domineres av bjørkeskog som også finnes i et lite parti på østsida og i nordvestenden av det nedre vatnet. Forøvrig finnes mindre, spredte forekomster med bjørk og vierkratt. Mellom Nedre og Midtre Rombovatn ligger ei stor flate (fig. 4). Øvre Rombovatn er "oppdæmt" av løsmasser (fig. 5). Rombovatna drenerer ut til Ytre Vasja via Vasjaelva. Ytre Vasja er et lite dalføre avgrenset i sør mot Rombovatna av en mindre, forholdsvis trang og gjelformet elvedal

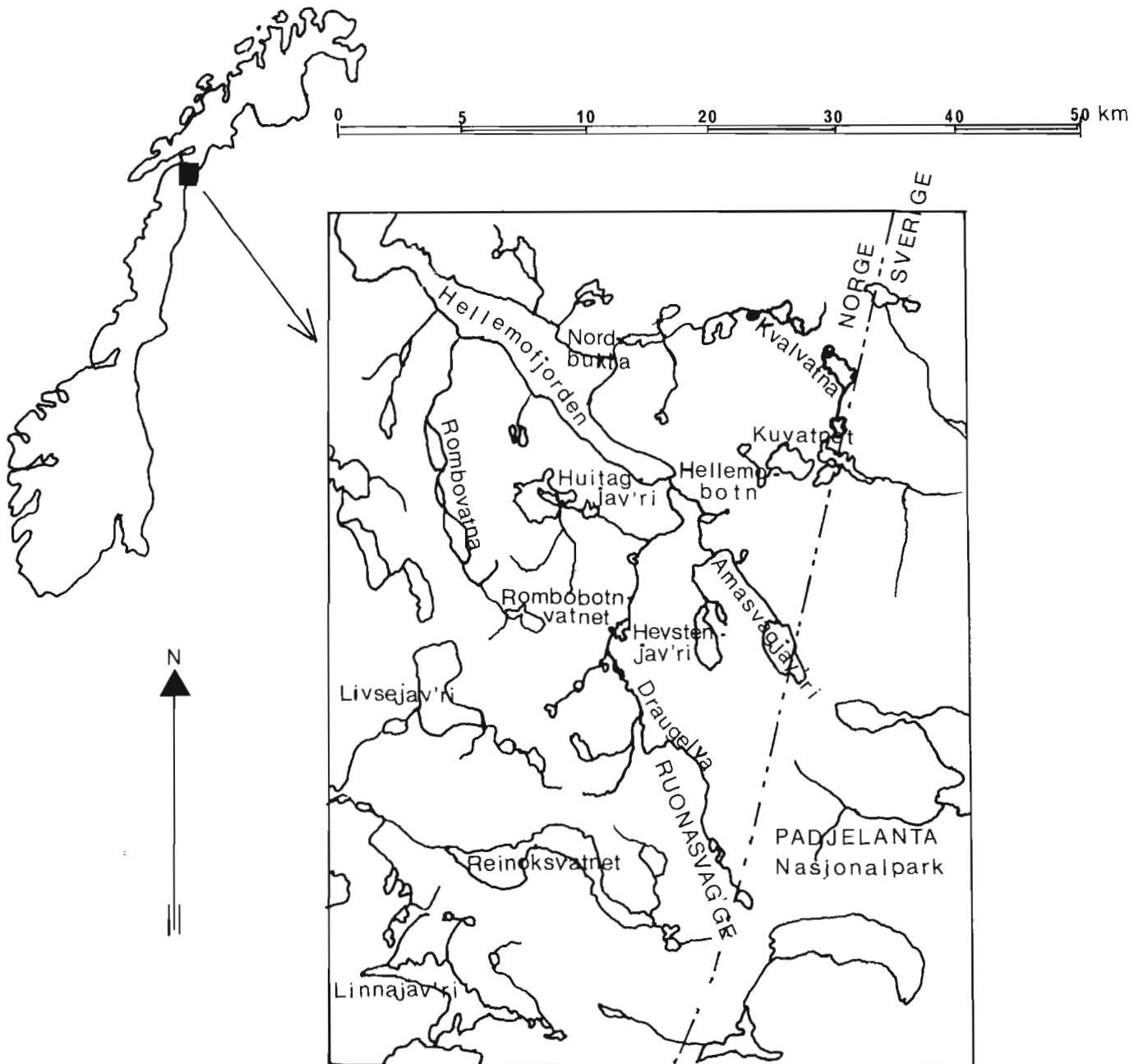


Fig. 1. Oversiktskart for Hellemoområdet med tilstøtende vassdrag.

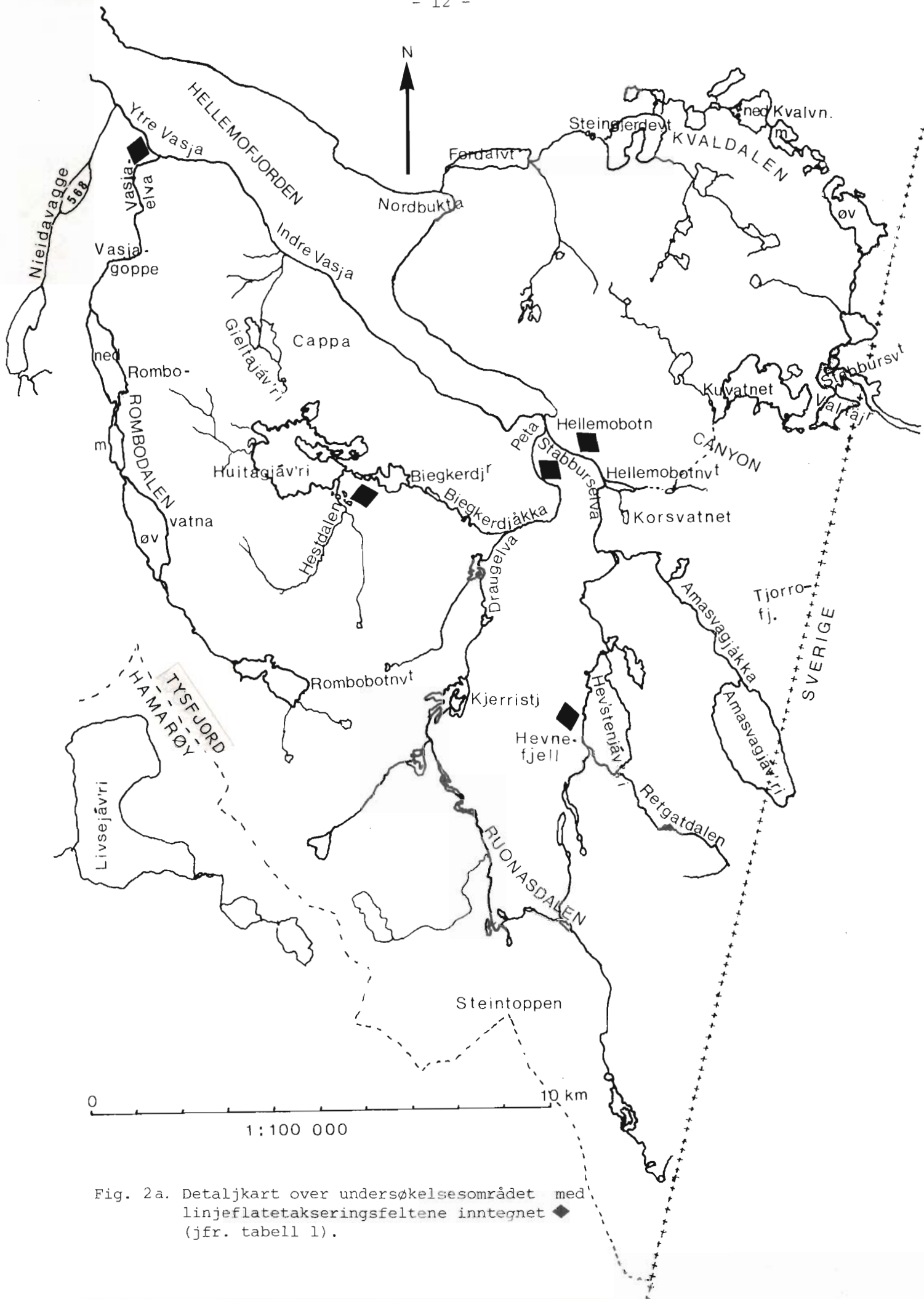


Fig. 2a. Detaljkart over undersøkelsesområdet med linjeplatetakeringsfeltene inntegnet (jfr. tabell 1).

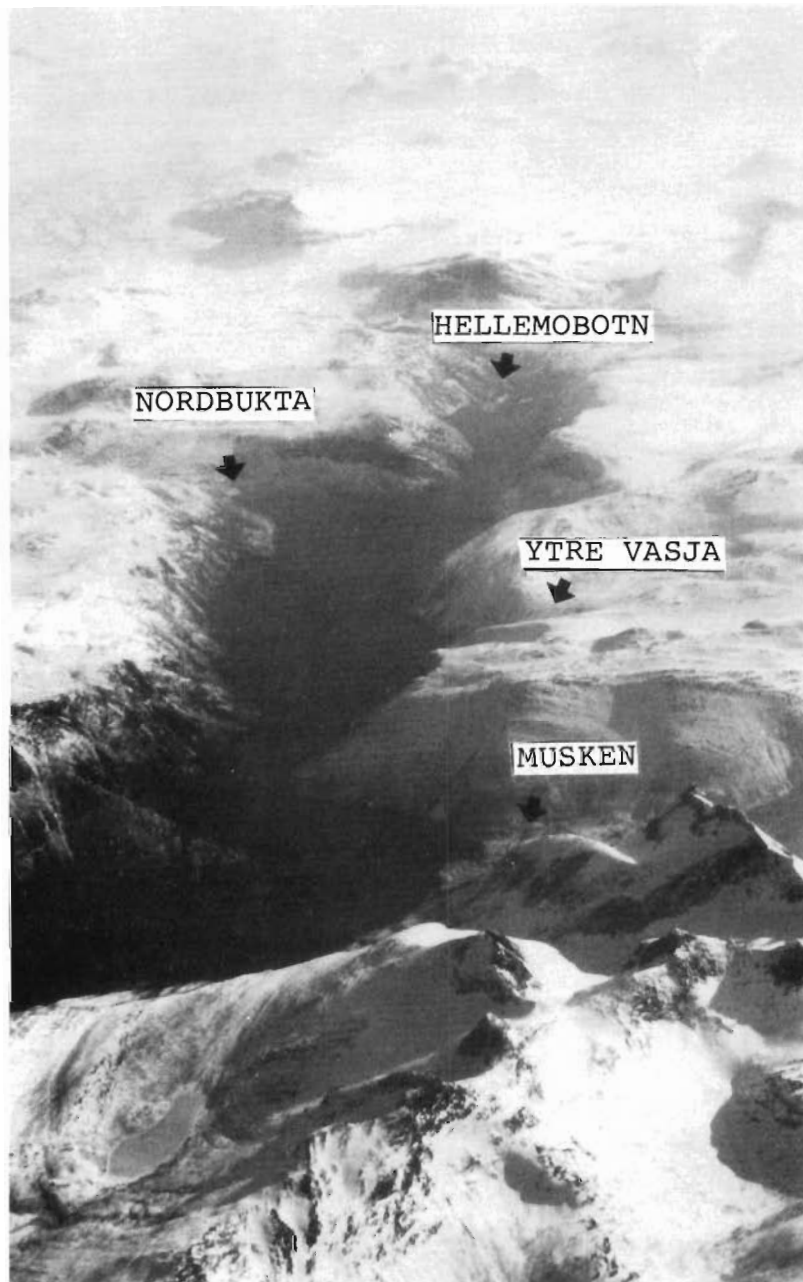


Fig. 2b. Oversiktsbilde av Helleloområdet.

Foto: R. Hindrum.

med bratte rasmarker på begge sider (fig. 6) der elva ofte blir borte i storsteinet ur. Gjelet munner i en gryteformet utvidelse hvor dalbotnen er ca. 1.5 km lang og 1 km bred med forholdsvis slakke dalsider (Vaššagoppe) (fig. 7). I dalbotnen vokser gammel, glissen bjørkeskog på forholdsvis tørre "moer". Innimellom finnes mindre myrdrag med lyng og vier. Den nederste km er en trang og kronglete elvedal med tett, frodig høgstaudebjørkeskog på leirbotn. Øverst i bjørkeskogen finnes innslag av osp og gråor. Ned mot sjøen finnes gjenvokst kulturmark og rester av hustomter (jfr. også s.33, fig. 30 og 31).

2. Rounasvassdraget starter øverst i Rounasdalen i noen små vann, som delvis ligger på svensk side, vel 700 m.o.h. Den totale lengden er ca. 25 km og nedslagsfeltet ca. 170 km². Elva som renner ut i Hellemobotn, er imidlertid produkt av et rikt forgrenet og vidt utstrakt vassdrag. Bare et par hundre meter før elva når sjøen, renner de to største enkeltelvene sammen, Draugelva (Sørelva) fra sør og Stabburselva (Njallajåkka) fra øst (fig. 8). Draugelva får i tillegg til kildene oppover Rounasdalen, også tilførsel fra en stor innsjø langt vest, Huitagjáv'ri (fig. 9). Stabburselva har tre store "magasin", Kuvatnet lengst i nord, Amasvag- og Hevstenjáv'ri lengst sør (fig. 10 og 11).

Omlag 3/4 av Hellemobotn er dekt med furuskog som vokser på glasifluvialt stein- og grussubstrat. Botnen er et "to-etasje" platå, et mindre like over sjønivå og et større ca. 65 m.o.h. (fig. 8). Fjellene omkring er svært steile og hele området gir et dramatisk og fasinerende inntrykk; ikke minst på grunn av at platået mot øst går over i et mindre vann, Hellemobotnvatnet (fig. 12) og videre inn i en canyon på ca. 4 km (fig. 13 og 14). Både Draugelva og Stabburselva eroderer i sommermånedene kraftig i det løse glasifluviale materialet og danner store (50 m høye) grusmæler (fig. 15). Midt gjennom furumoen på det øverste platået, går et fuktigere drag bevokst med tett ospeskog (fig. 13 og 16). I rasmerkene på NØ-sida vokser også ospeskog med bl.a. innslag av hegg og villrips. På sørsida av Hellemobotnvatnet er det et lite myrdrag.

Kuvatnet (fig. 17) (558 m.o.h.) drenerer ned gjennom en canyon (fig. 13 og 14). Terrenget er relativt flatt, men småkupert. Like øst for Kuvatnet ligger Valtajáv'ri og Stabbursvatnet. Disse, sammen med Øvre Kvalvatnet, drenerer østover til Sverige og renner inn i den store innsjøen Akajaure i Stora Sjøfallets Nasjonalpark. En litt større og flat issjøavsetning skiller Valtajáv'ri og Stabbursvatnet mens det i den sørøstre

enden av Kuvatnet finnes en litt mindre avleiring. Vegetasjonen på disse "slettene" domineres av lyng og dvergbjørk. Ellers er det lite vegetasjon i området og mye nakent berg (jfr. fig. 18). I vatna er det flere holmer, og strandlinjen er buktet med mange nes og vikar. Dalbotnen ut fra Kuvatnet er relativt flat de første 2-300 metrene. Så styrter elva ut i canyonen som har store steiner og blokker i bunnen slik at elva flere steder ikke kan sees. Fra toppen av canyonen til Hellemobotnvatnet er det fall på ca. 500 meter. Canyonen er omlag 400 m på det bredeste punktet og når en dybde på ca. 250 m.

Amasvagjáv'ri (764 m.o.h., fig. 10), har rette og sterkt vind-eksponerte strender. Nakent grunnfjell preger terrenget (dekningsgrad på 80-90%). Vegetasjonen ligger i små lapper mellom de åpne bergområdene og preges av snøleiesamfunn og karrige heityper, dominert av reinlav, røsslyng og dvergbjørk. Her og der finnes bl.a. spredte tuver med fjellpryd. På S- og N-sida ligger enkelte grunne dammer. Oppover mot Tjorrfjellet på nordøstsida av vatnet, er de langsgående hyllene kledd med litt frodigere vegetasjon ("eng"). På østsida, like sør for den store ura, går et ganske stort og stupbratt fleinbergparti rett ned i vatnet. Amasvagjåkka renner ut fra vatnet i en 5-6 m høg foss og ned i et lite tjern, før den gjennom et mektig gjel, fortsetter til samløpet med Stabburselva.

Rett vest for Amasvagjáv'ri ligger Hevstenjáv'ri (624 m.o.h., fig. 11). Området rundt selve vatnet er atskillig mer "frodig" enn ved Amasvagjáv'ri og dekningsgraden for bart fjell ligger mellom 40-50%. Dette gjelder også de nedre deler av Retgatdalen. På østsida av vatnet finnes en del snøleiesamfunn med bregne- og starrvegetasjon. Et dominerende trekk er vierkrattene i myrdragene, som ofte ender i blåbærhei. Sør og sørvestsida preges vesentlig av blåbær-, vier og torvmyrområder (jfr. også s.34).

Rounasdalen er ut fra et biologisk og geomorfologisk synspunkt av særlig interesse. I dette området finnes helt spesielle naturkvaliteter på grunn av en rekke ulike terrenglementer. De nedre delene av dalen, fra samløpet med Biegkerdjåkka, er karakterisert ved det vanlige, golde og vegetasjonsfattige lende (fig. 18), mens de midtre partiene med Kjerristjern (fig. 19 og 20), nærmest er å betrakte som en sammenhengende "oase". Ingen andre steder i Kobbelv/Hellemoområdet finnes noe lignende. Frodige myrområder og bjørkeskogspartier veksler med elvesletter og elevéer (fig. 21 og 22) hvorimellom dalen hever seg ved glattskurte

"granittbenker". Vassdraget har tilløp fra mindre bekker og tjern over et stort område, men fra vest kommer Biegkerdjåkka fra Huitagjáv'ri som er det største vatnet. Sørvestsida preges av rasmarker, grus og steinrabber og vegetasjonen domineres av røsslyng, reinlav og dvergbjørk. Nederst i Hestdalen ligger et større myrområde (fig. 23). Mellom vatnet og dette, er det mye nakent berg med mindre dammer innimellom. Langs vest- og sørsida, finnes betydelige løsavsetninger og tydelige merker etter en gammel strandlinje som viser at det en gang har vært en større innsjø her. Utløpselva drenerer et mindre vatn, Biegkerdjáv'ri, før den fortsetter nedover til samløpet med Draugelva. På østsida av Huitakjáv'ri og nedover langs elva på begge sider og forbi Biegkerdjáv'ri, vokser glissne og fattige bjørkeskogtyper, men i de fuktigste partiene finnes enkelte høgstaudeutforminger. På nordsida veksler glissen bjørkeskog med rabber.

3. Kvaldalsvassdraget, har et relativt lite nedslagsfelt og ligger på Nordsida av Hellemofjorden. Øverst finner vi Kvaldalen (fig. 24), en bred U-dal omkranset av relativt slake og lite dramatiske fjellformasjoner. Terrenget rundt Kvaldalsvatna, særlig sørvestsida og området mellom Øvre og Midtre Kvaldalsvatn, er sterkt preget av blokkmark med innslag av store steinblokker. Også de nedenforliggende vatna, dvs. mellom nedre Kvaldalsvatn og Steingjerdevatn, er terrenget stedvis ren blokkmark. Imidlertid er det enkelte områder med relativt store sletter og myrutforminger med stabilt vegetasjonsdekke. Vannskillet går mellom Midtre- og Øvre Kvalvatn (639 og 699 m.o.h., jfr. s.12), og elva når sjøen ved Nordbukta, slik at den totale lengden på vassdraget er omlag 10 km. Fra Steingjerdevatnet (511 m o.h.) til Fordalvatnet (148 m.o.h.) er det et fall på flere hundre meter over en svært kort strekning. Fordalvatnet er lite vindeksponert, godt beskyttet av høye fjell. Vegetasjonen er derfor svært frodig og det vokser både furu- og bjørkeskog rundt vatnet og nedover mot husene i Nordbukta (fig. 25). For nærmere vegetasjonsbeskrivelse vises til Aune og Kjærem (in prep.).

Geologi og geomorfologi

Geologisk kartlegging er foretatt av Foslie (1942). Hele nedslagsfeltet ligger innen et bunngranittområde som strekker seg nordover fra Tysfjorden - Hinnøy og langs de ytre kyststrøkene av Troms. I Tjorrofjellet finnes noe glimmerskifer og -gneis, forøvrig er området svært homogent ut fra et geologisk synspunkt. Generelt sett finnes lite løsavleiringer, men enkelte steder ligger tallrike flyttblokker strødd

utover den nakne granitten (fig. 18). Alt finere materiale er stort sett skyllet bort. Vest for Huitagjáv'ri finnes imidlertid svære og utstrakte morenemasser. Her sees også tydelige merker etter strandlinjer fra en issjø (randsjø). Elveavsetninger av noen betydning over den marine grense, finnes nesten bare i Rounasdalen og Rombodalen. De store deltaterrassene i Hellembotn skriver seg fra isavsmeltingen og dannelsen av canyonen. De ble avsatt under havnivå og består av grovt materiale som utelukkende skriver seg fra granitten. De nåværende elvene har gravd seg dypt ned gjennom disse terrassene (fig. 8 og 15) og nærmest fjorden avsatt deltaer av 2. orden som er gjennomvasket for annen gang slik at de gir en ytterst mager jordbunn.

Klima

Undersøkelsesområdet klima ligger mellom det kontinentale og subkontinentale med en maritimitetsgrad i de østligste traktene mot riksgrensa på ca. 20% til ca. 35% henimot selve Hellemfjorden. Årsnedbøren ligger mellom 700 og 1500 mm og temperaturgjennomsnittet for varmeste måned er 10 - 16 °C. (NU 1977).

Fenologi

Snøsmeltingen skjedde hurtig og relativt tidlig på grunn av den varme værtypen. Områdene ved Huitagjáv'ri hadde den 9/6 ca. 10% snødekning, mens de indre områdene ved Amasvagjáv'ri den 28/6 hadde ca. 5% snødekning. Til sammenligning kan nevnes at de indre områdene i Kobbelv (Fossvatnet, Linnajáv'ri og Reinoksvatn) hadde meterdyp snø og så å si 100% snødekning i midten av juli 1977 (Bevanger 1978).



Fig. 3. Rombovatna. Utsikt mot N.

Foto: E. Maartmann.



Fig. 4. Slette mellom Midtre og Nedre Rombovatn.

Foto: K. Bevanger.



Fig. 5. "Demningen" mellom Øvre og Midtre Rombovatn.

Foto: E. Maartmann.



Fig. 6. Utløpet av Nedre Rombovatn.
Foto: T. Dalen.



Fig. 7. Vaššagoppe.

Foto: R. Hindrum.



Fig. 8. Samløpet mellom Draugelva og Stabburselva i Hellemobotn.
Foto: K. Bevanger.



Fig. 9. Huitagjäv'ri. Utsikt mot N.Ø.

Foto: R. Hindrum.



Fig. 10. Amasvagjäv'ri. Utsikt mot Ø.

Foto: R. Hindrum.



Fig. 11. Hevstenjäv'ri, med Tjorro i bakgrunnen til høyre. Foto: R. Hindrum.

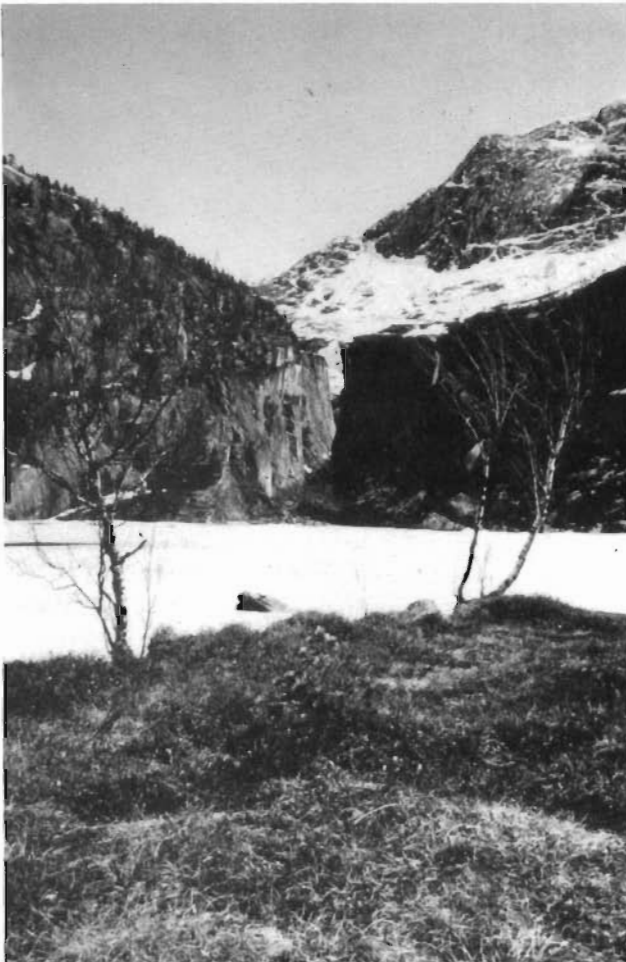


Fig. 12. Hellemobotnvatn med inngangen til canyon i bakgrunnen. Foto: K. Bevanger.



Fig. 13. Furumoen i Hellembotn med Hellembotnvatnet og canyon i bakgrunnen.
Merk løvskogsstripa i furuskogen. Foto: R. Hindrum.



Fig. 14. Canyonen med "Kanonen" i forgrunnen.
Foto: R. Hindrum.



Fig. 15. Elvemæl i Hellemobotn.

Foto: K. Bevanger.



Fig. 16. Fuktig drag på furumoen i Hellemobotn.

Foto: R. Hindrum.



Fig. 17. Kuvatnet.

Foto: T. Dalen.



Fig. 18. Helleloområdet har stort sett lite løsmasser.

Foto: R. Hindrum.



Fig. 19. Kjerristjern. Utsikt mot N.

Foto: R. Hindrum.



Fig. 20. Parti fra Rounasdalen.

Foto: R. Hindrum.



Fig. 21. Parti fra Rounasdalen.

Foto: R. Hindrum.



Fig. 22. Parti fra Rounasdalen.

Foto: R. Hindrum.

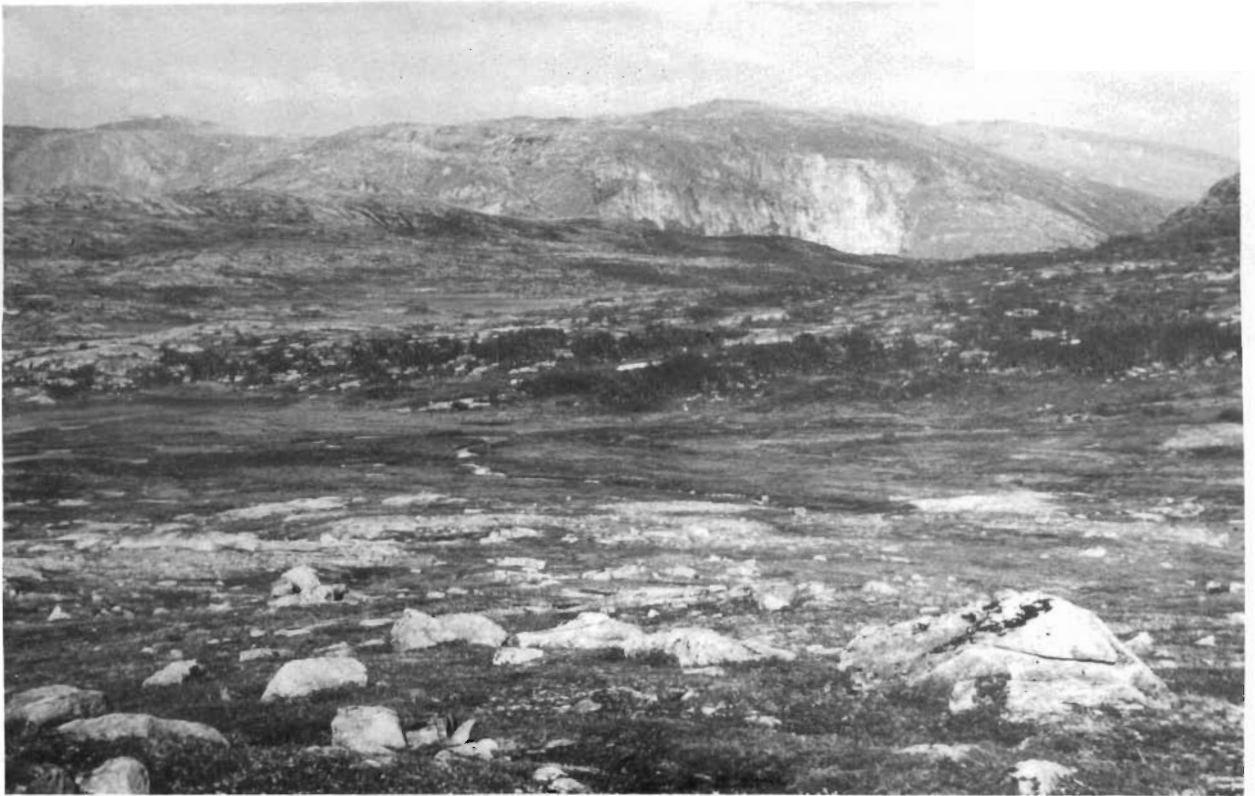


Fig. 23. Hestdalen. Utsikt mot NØ. UTM: 33WWR 591211. Foto: E. Maartmann.



Fig. 24. Kvaldalen. Utsikt mot Ø.

Foto: K. Bevanger.



Fig. 25. Nordbukta.

Foto: K. Bevanger.

Linjeplatetakeringsfeltene

Beliggenhet, topografi, fenologi og vegetasjon

Det ble i alt opprettet 5 linjeplatetakeringsfelt (avmerket på kartet, fig. 2a. Tabell 1 inneholder dataoversikt for feltene.

Hellembotn 1 (H-1)

Feltet starter ved hytta til Tysfjord Jeger- og Fiskeriforening på S-sida av det stedet Stabburselva renner sammen med Søreelva (33 W WR638228). Like etter starten går løypa opp på hovedplatået i Hellembotn og følger dette langs Ø-sida til Sørfossen. Der går den over mot Hellembotnvatnet, men bøyer av før den når Stabburselva og følger denne i NV-retning til den lille myra N for Hellembotnvatnet er passert. Her svinger løypa mot V for så å slutte like før midten av platået (33W WR 644223). I starten er feltet flatt og småkupert, men går over i en kort, bratt stigning før det når platået. Her er det i begynnelsen flatt til svakt, sørlig hellende terreng. Ved 07 blir terrenget mer småkupert, men fremdeles uten særlig helling. Dette vedvarer til 12/13, hvor løypa igjen går over i jevnt og flatt terreng.

Mellom Sørfossen og Hellembotnvatnet blir løypa på ny noe småkupert. Ved 33/34 går en lav rygg på tvers av løypa (NV-retning) hvorpå det er et parti med store steinblokker som gjør det vanskelig å ta seg fram. Mellom 35 og 39 går den forbi to smeltevannsdammer. Der feltet på ny bøyer av, dvs. mellom 44 og 48, er det småkupert til kupert, delvis på grunn av enkelte større steinblokker. Mellom 50 og 53 passerer løypa ei lita myr. Like før denne heller terrenget svakt mot nord. Myra er så å si flat. Fra 54 til 56 er det relativt bratt stigning opp til platået. Ved slutten, dvs. mellom 58 og 60, er terrenget litt kupert. Feltet var snøfritt hele takseringsperioden.

Bærlyngfuruskogen dominerer feltet arealmessig. Det midterste partiet har imidlertid et vesentlig innslag av blåbær- og småbregnebjørkeskog. Busker av bjørk opptrer forøvrig gjennom store deler av feltet (jfr. fig. 26 og 27).

Tabell 1. Data over Linjeflatetakseringsfeltene.

Takseringsfelt (symbol/navn)	Hellembotn, Furumoen, H - 1	Hellembotn, Ospelia, H - 2	Huitagjåv'ri H - 3	Ytre Vasja H - 4	Hevstenjåv'ri H - 5
Habitat	Furuskog/ blandingskog	Løvskog	Marginal Fjellbjørkeskog	Bjørkeskog	Lav-mellomalpin hei
Areal (ha)	30	20	20	25	25
Form i meter	100 x 3000	100 x 2000	100 x 2000	100 x 2500	100 x 2500
Høyde (m.o.h.), laveste og høyeste pkt.	10-70	10-140	495-595	35-345	595-735
Dominant (e) eksposisjon(er)	flatt/Ø	SV	flatt/NØ/V	NØ/SØ/N/flatt/S	flatt/V/småkupert/Ø
UTM-referanse	33W WR 638 228 - 33W WR 644 223	33W WR 654 219 - 33W WR 641 231	33W WR 596 212 - 33W WR 613 212	33W WR 552 289 - 33W WR 548 270	33W WR 634 186 - 33W WR 642 168

Hellembotn 2 (H-2)

Løypa starter ved Hellembotnvatnet (33W WR 654219) og fortsetter i nordvestlig retning langs dalsida på nordsida av Stabburselva. Den ender opp i østkanten av dyrkamarka til den vesle Hellembotngrenda (33W WR641231).

I starten skråner løypa oppover (moderat helling) mot N til 03. Terrenget er flatt ca. 100 m, før løypa går ned i et lite søkk og følger en bekk til 07/08. Etter å ha passert bekken blir terrenget bratt (S-helling) med store steinblokker i starten. Løypa går her først i motbakke, for så å følge hellinga på langs. Terrenget blir stadig brattere og bærer mer preg av rasmark eller ur. Denne delen, dvs. fram til 22, er meget vanskelig å ta seg fram i. På slutten av dette partiet blir terrenget på ny preget av store steinblokker og løypa bøyer nedover mot platået på Stabburselvas nordside. Her nede fortsetter den så mot NV i flatt lende til den når platåkanten og videre nedover østenden av platåskråningen. Nede i "grenda" fortsetter løypa like nedafor blokkmarka på østsida og ender opp ved å svinge litt oppi blokkmarka. Løypa var snøfri i hele takseringsperioden.

Vegetasjonen er i vesentlig grad preget av tyttebærfuruskog (unntatt det midtre partiet). I begynnelsen også noe småbregne og lågurtforuskog. Lågurtbjørkeskog og blokkmarkskog blandet med bl.a. hegg, osp og einer, dominerer de midterste delene av løypa. Merker etter hogst og beiting finnes flere steder (jfr. fig. 28).

Huitagjáv'ri (H-3)

Feltet starter oppe i skråningen på østsida av myra, nederst i Hestdalen (33W WR596212). Det går først langs høydedraget på østsida av myra mot SØ, holder høyden i østlig retning en stund, for så å gå nedover i retning det lille vatnet nedenfor Biegkerdjáv'ri. Løypa passerer Biegkerdjáv'ri godt oppe i lia på sørsida. Først ca. 150 m fra det "lille vatnet" bøyer den mor sør, en retning den holder ca. 350 m, til slutten (33W WR613212). Fra starten går løypa i motbakke ca. 100 m før den kommer opp på et åpent høydedrag med litt "berg i dagen" mellom de fuktige, myraktige områdene (dessuten krysser løypa her en liten myrpytt). Også i starten er terrenget relativt åpent med spredte, glisne klynger av bjørk.

Fra høydedraget bøyer løypa oppover mot Biegkerdjáv'ri ca. 100 m, for igjen å bøye av mot øst over et søkk. Bjørkeskogen blir etter hvert mindre glissen og linjetraséen går på skrå av bakkehellingen svakt nedover. Terrenget er ikke lenger så kupert som i starten. Nedenfor Biegkerdjáv'ri blir skogen igjen glissen og terrenget mer kupert. Feltet heller svakt i løyperetningen (NØ). De siste 250 m blir skogen tettere igjen, men terrenget blir mer åpent ved løypas slutt. Traséen følger her høydedraget og hellinga går på tvers av den (NØ). Terrenget er lite kupert med enkelte myrsig. De første takseringene ble utført mot slutten av snøsmeltingen. Løypa hadde da større snødekning enn området totalt; dvs. ca. 15-20%, noe som har sammenheng med at traséen gikk i den delen av området som var mest skogbevakst. Den siste delen av takseringsperioden var snøfri.

Vegetasjonsmessig er feltet en mosaikk, men blåbærbjørkeskogen okkuperer størst areal. Åpen fattigmyr, skog/krattbevakst fattigmyr og blåbær-moltefukthei finnes i mosaikk med bl.a. blåbær-blålynghei. I busksjiktet dominerer dvergbjørk og vier (jfr. fig 29).

Ytre Vasja (H-4)

Feltet starter nede ved restene av tidligere bebyggelse, ca. 50 m ovenfor strandlinja på vestsida av Vasjaelva (33W WR 552289). Går så oppover på vestsida av dalen til fjellsida, hvor den svinger nedover mot Vasjafossen. Fra foten av fossen går den opp på vestsida til Vaššagoppe. Her følger traséen vestsida av elva og ender opp der elva svinger vestover (33W WR548270).

Starten av løypa går i motbakke, først i relativt åpent bjørkeskogsterreng, men etter hvert over i tett bjørkeskog. Området er lite kupert fram til 07. Der går løypa opp en bratt åskant og følger brinken av denne til den når fjellsida ved 09/10. Partiet mellom 10 og 14/15 heller kraftig ned mot elva (tidligere og nye leirrasområder). Løypa går på tvers av dette kronglete skogspartiet. Ved 15 går den bratt unna bakke ned mot foten av Vasjafossen. Nederst i bakken er det endel større, mosedekte steinblokker. Etter å ha passert ei sideelv som kommer inn fra sør nederst ved fossen, går det bratt oppover til nordkanten av Vaššagoppe. Her oppe blir bjørkeskogen mer glissen og traséen passerer her et lite myrdrag. Ved 39 går løypa litt nedover mot, og over en myrbekk. Videre

går den inn i tettere, storvokst, nedfallende bjørkeskog. Løypa slutter før den når Vasjaelva. Terrenget på Vaššagoppe er stort sett flatt, men svakt kupert mot nordkanten. Området var snøfritt i hele takseringsperioden.

Feltet preges av blåbær-, småbregne- og storbregnebjørkeskog, men førstnevnte type dominerer arealmessig. Lav/lyngrik bjørkeskog finnes også. Busker og trær av osp, rogn og or forekommer dessuten enkelte steder (jfr. fig. 7, 30 og 31).

Hevstenjáv'ri (H-5)

Løypa starter like ovenfor "sement-gamma" (33W WR634186) og går i østlig retning mot Hevstenjáv'ri. Bøyer av ved vatnet og fortsetter langs dette rett sørover til bukta øst for toppen av Hevnefjell. Her går løypa bratt oppover og ender oppe i Hevnefjellsida (33W WR642168). Feltet går vekslende åpent, kupert til småkupert uten større helninger. Fra 40 til endepunktet blir terrenget imidlertid stadig mer stigende for på slutten å være temmelig bratt. Løypa ender i delvis storsteinet blokkmark. Den var snøfri hele takseringsperioden.

Feltet er en mosaikk av åpen eller krattbevokst fattigmyr og greplyng- rabbesivhei, med enkelte innslag av finnskjegg-stivstarrhei, fjellmosnøleie og rik einer-dvergbjørkhei (jfr. fig. 33).

Habitatdominans og nøkkelbiotoper

Med "habitatdominans" menes her de dominerende vegetasjons- og naturtyper som finnes innen det definerte undersøkelsesområdet (jfr. s. 10), f.eks. alpine heier eller subalpin bjørkeskog. "Nøkkelbiotoper" betegner spesielle lokaliteter som edelløvsskoglier eller våtmarker av begrenset arealmessig utstrekning som har særlige faunistiske kvaliteter.

Området sett under ett bærer preg av et alpint/arktisk klima. Dette, sammen med den harde berggrunnen og de sparsomme løsavsetningene, gir et stedvis goldt preg. Imidlertid finnes det "oaser" hvor lokalklimaet er meget gunstig, noe som også gjenspeiles i faunaen. Arealmessig dominerer de alpine områdene. Det er ofte kort vei mellom de subalpine og alpine "regionene", også utenom de vertikale gradientene. Vindeksponering er nemlig i mange tilfeller av like stor betydning. Områdene rundt Huitagjáv'ri illustrerer dette forholdet (jfr. fig. 9). Ut fra botaniske kriterier veksler terrenget mellom subalpine og lavalpine typer. Linjeflate- og linjetakseringene herfra, gir også et betegnende inntrykk av dette (jfr. tabell 4 og 5). Bjørkfink, blåstrupe og heippiplerke, kommer inn som arter i det totale faunabildet. De tre artene er hver for seg karakteristiske for henholdsvis bjørkeskog, vierkratt og alpin hei.

Høyere opp og lengre øst, får områdene et renere alpint preg. De lokalklimatiske gunstigste lokalitetene, ved f.eks. Hevstenjáv'ri, kan karakteriseres som lavalpine, mens terrenget forøvrig preges av mellom- og høgalpine samfunn (jfr. tabell 4 og 5).

Enkelte steder ved de høyereliggende innsjøene, finnes mindre delta- og våtmarksområder som kan betegnes som nøkkelbiotoper. Disse er helt avgjørende for flere vannfuglearter (ender og vadefugler), (jfr. s. 43-46).

De klimatiske gunstigste lokalitetene finnes nærmest fjorden i Ytre Vasja og selve Hellemobotn. Bjørkeskogen i Ytre Vasja er frodig med et relativt "komplett" subalpint fuglesamfunn (jfr. tab. 4 og 5). Dette området har også de største sammenhengende bjørkeskogsarealer.

Selve Hellemobotn med canyonområdet, kan for så vidt også betraktes som et sammensatt nøkkelområde, både på grunn av vegetasjonsmessige og topografiske forhold. Ut fra en faunistisk vurdering, er det naturlig å vurdere strandsonen, furuskogen, løvskogsliene og Hellemobotnvatnet som separate lokaliteter, da de hver for seg representerer et spesifikt miljøtilbud med egne fuglesamfunn (jfr. neste side).



Fig 26. Bærlyngfuruskog på H-1.

Foto: R. Hindrum.



Fig. 27. Blandingsskog furu/bjørk på H-1.

Foto: R. Hindrum.

ORNITOLOGISKE REGISTRERINGER

Metoder og materiale

Feltarbeidet er vesentlig utført i juni måned (hekkeperioden) og konsentrert til vassdragenes nedslagsfelter. Det er benyttet tradisjonelle takseringsmetoder: linjeflatetaksering, linjetaksering og punkt-taksering. For nærmere metodisk diskusjon vises til Bevanger (1978) og Baadsvik og Bevanger (1978).

Det har tidligere vært utført ornitologiske registreringer i tilgrensende områder (Kobbelv) og det vises i denne sammenheng til Misund (1975) og Bevanger (1978).

Kvantitative og semikvantitative registreringer

Under registreringsarbeidet er det lagt vekt på å dekke de dominerende vegetasjons- og naturtypene samt å kartlegge nøkkelbiotopene. Linjeflatetakseringsfeltene, som gir grunnlag for kvantitative estimater av fuglefaunaen, er plassert slik at de hver for seg gir et bilde av de dominerende fuglesamfunnene. Kombinert med linjetakseringer, synes det foreliggende materialet å gi et godt bilde av fuglefaunaen i Helleloområdet.

Resultater

Resultatene fra linjeflatetakseringene og linjetakseringene, er satt opp i tabellene 3-5. Tabellene 3 og 4 angir utførte linjeflatetakseringer. Den norske fuglefaunaen kan deles inn i 6 ulike samfunn på ordensnivå (Bevanger 1977 og in prep.): 1. Heisamfunn. 2. Myr-våtmarkssamfunn. 3. Vier-/krattsamfunn. 4. Skogsamfunn. 5. Kulturmarksamfunn. 6. Kystsamfunn. I det følgende vil denne inndelingen benyttes.

1. Heisamfunnet (*Anthus* Bevanger 1977).

Som nevnt under "Habitatdominans og nøkkelbiotoper", vil de høyereliggende områdene komme inn under dette samfunnet. Arealmessig vil det utgjøre den største produktive delen av nedslagsfeltet. Linje-

Tabell 2. Utførte linjeplatetakseringer.

Taks. periode	Felt	Antall takseringer		
		Morgentaks. (0300-0900)	Middagstaks. (0900-1600)	Kveldstaks. (1600-2200)
8.6.-23.6.	H-1	6	0	4
8.6.-23.6.	H-2	6	0	4
13.6.-29.6.	H-3	6	0	4
18.6.-21.6.	H-4	6	0	4
28.6.-30.6.	H-5	1	5	4

Tabell 3. Resultater fra linjeflatetakseringsfeltene i Hellebobotn. + = arten observert

	H - 1, furuskog (blandingsskog)				H - 2, løvskog		
	Antall terri- torier	Antall terr. pr. km ²	Relativ tetthet (%)	Avledet tetthet	Antall terri- torier	Antall terr. pr. km ²	Relativ tetthet (%)
Bjørkfink <i>Fringilla montifringilla</i>	20	66,5	40,8	68,0	9,0	45,0	20,7
Løvsanger <i>Phylloscopus trochilus</i>	4	13,5	8,2	32,0	6,5	32,5	14,9
Måltrost <i>Turdus philomelos</i>	4	13,5	8,2	44,5	4,5	22,5	10,3
Rødvingetrost <i>Turdus iliacus</i>	3	10,0	6,1	11,5	2,0	10,0	4,6
Svartkvit <i>Ficedula hypoleuca</i>	2	6,5	4,1	13,5	4,0	20,0	9,2
Jernspurv <i>Prunella modularis</i>	2	6,5	4,1	0,5	2,0	10,0	4,6
Rødstrupe <i>Erithacus rubecula</i>	2	6,5	4,1	5,0	2,0	10,0	4,6
Hagesanger <i>Sylvia borin</i>	1	3,5	2,0	1,0	1,0	5,0	2,3
Rødstjert <i>Phoenicurus phoenicurus</i>	1	3,5	2,0	1,5	1,0	5,0	2,3
Gjerdsmett <i>Troglodytes troglodytes</i>	1	3,5	2,0	0,5	1,0	5,0	2,3
Bokfink <i>Fringilla coelebs</i>	1	3,5	2,0	0,5	1,0	5,0	2,3
Granmeis <i>Parus montanus</i>	1	3,5	2,0	1,5	1,0	5,0	2,3
Fuglekonge <i>Regulus regulus</i>	1	3,5	2,0	2,5	1,0	5,0	2,3
Trepiplerke <i>Anthus trivialis</i>	1	3,5	2,0	2,0			
Gulsanger <i>Hippolais icterina</i>	1	3,5	2,0	0,5			
Kjøttmeis <i>Parus major</i>	1	3,5	2,0	1,0	+		
Sivspurv <i>Emberiza schoeniclus</i>	1	3,5	2,0	-			
Lirype <i>Lagopus lagopus</i>	1	3,5	2,0	5,5	1,0	5,0	2,3
Strandsnipe <i>Tringa hypoleucos</i>	1	3,5	2,0	0,5	+		
Gransanger <i>Phylloscopus collybita</i>					2,0	10,0	4,6
Ringtrost <i>Turdus torquatus</i>					1,5	7,5	3,5
Buskskvett <i>Saxicola rubetra</i>					1,0	5,0	2,3
Munk <i>Sylvia atricapilla</i>					1,0	5,0	2,3
Gråtrost <i>Turdus pilaris</i>	+				1,0	5,0	2,3
Gråsisik <i>Acanthis flammea</i>	+				+		
Krikkand <i>Anas crecca</i>	+						
Gjøk <i>Cuculus canorus</i>	+				+		
Kråke <i>Corvus corone</i>	+				+		
Skjære <i>Pica pica</i>					+		
Trekryper <i>Certhia familiaris</i>	+						
Lappmeis <i>Parus cinctus</i>					+		
Fossekall <i>Cinclus cinclus</i>					+		
Heipiplerke <i>Anthus pratensis</i>					+		
Totalt	49	165,0	99,6	192,0	43,5	217,5	100,0
Antall teritorielle arter	19				19		
Totalt antall arter observert	25				28		

Tabell 4. Resultater fra linjeflatetakseringfeltene i Ytre Vasja (H-4), ved Hevstenjåv'ri (H-5) og Huitagjåv'ri (H-3). + = srten observert

	H - 3, fjellbjørkeskog			H - 4, bjørkeskog			H - 5, alpin hei			
	Antall terri- torier	Antall terr. pr. km ²	Relativ tetthet (%)	Antall terri- torier	Antall terr. pr. km ²	Relativ tetthet (%)	Antall terri- torier	Antall terr. pr. km ²	Relativ tetthet (%)	Avledet tetthet
Løvsanger <i>Phylloscopus trochilus</i>	7,5	37,5	25,4	11	44	26,2				57,0
Blåstrupe <i>Luscinia svecica</i>	5,5	27,5	18,6	1	4	2,4				3,5
Bjørkefink <i>Fringilla montifringilla</i>	5,0	25,0	16,9	18	72	42,8				75,0
Lirype <i>Lagopus lagopus</i>	4,0	20,0	13,6	2	8	4,8				7,5
Rødingetrost <i>Turdus iliacus</i>	3,0	15,0	10,2	2	8	4,8				7,0
Sivspurv <i>Emberiza schoeniclus</i>	1,5	7,5	5,1							
Gråsisik <i>Acanthis flammica</i>	1,0	5,0	3,4	+						
Gjøk <i>Cuculus canorus</i>	1,0	5,0	3,4	+						
Heipiplerke <i>Anthus pratensis</i>	1,0	5,0	3,4				4,0	16	53,3	12,5
Fjellrype <i>Lagopus mutus</i>	+						+			
Møller <i>Sylvia curruca</i>	+									
Hagesanger <i>Sylvia borin</i>				1	4	2,4				0,5
Jernspurv <i>Fringilla montifringilla</i>				4	16	9,5				4,0
Måltrost <i>Turdus philomelos</i>				3	12	7,1				5,0
Ringtrost <i>Turdus torquatus</i>				+						
Fossefall <i>Cinclus cinclus</i>				+						
Rugde <i>Scelopar rusticola</i>				+						
Rødstilk <i>Tringa totanus</i>							0,5	2	6,7	0,5
Fjelljo <i>Stereonarius longicaudus</i>							2,0	8	26,7	3,5
Heilo <i>Fluvialis apricaria</i>							0,5	2	6,7	0,5
Snøspurv <i>Plectrophenax nivalis</i>							0,5	2	6,7	1,0
Havelle <i>Clangula hyemalis</i>							+			
Steinskvett <i>Oenanthe oenanthe</i>							+			
Fiskemåke <i>Larus canus</i>							+			
Totalt	29,5	147,5	100,0	42	168	100,0	7,5	30	100,1	36,0
Antall territorielle arter	9			8			5			
Antall arter observert	11			13			9			



Fig. 28. Parti fra H-2, "ospelia" i Hellemobotn.

Foto: R. Hindrum.



Fig. 29. Parti fra H-3, linjeplatetakseringsfeltet ved Huitagjáv'ri.

Foto: S. H. Lorentsen.

Fig. 30. Parti fra H-4
hvor feltet passerer
Vasjafossen.
Foto: R. Hindrum.



Fig. 31. Parti fra H-4.

Foto: R. Hindrum.

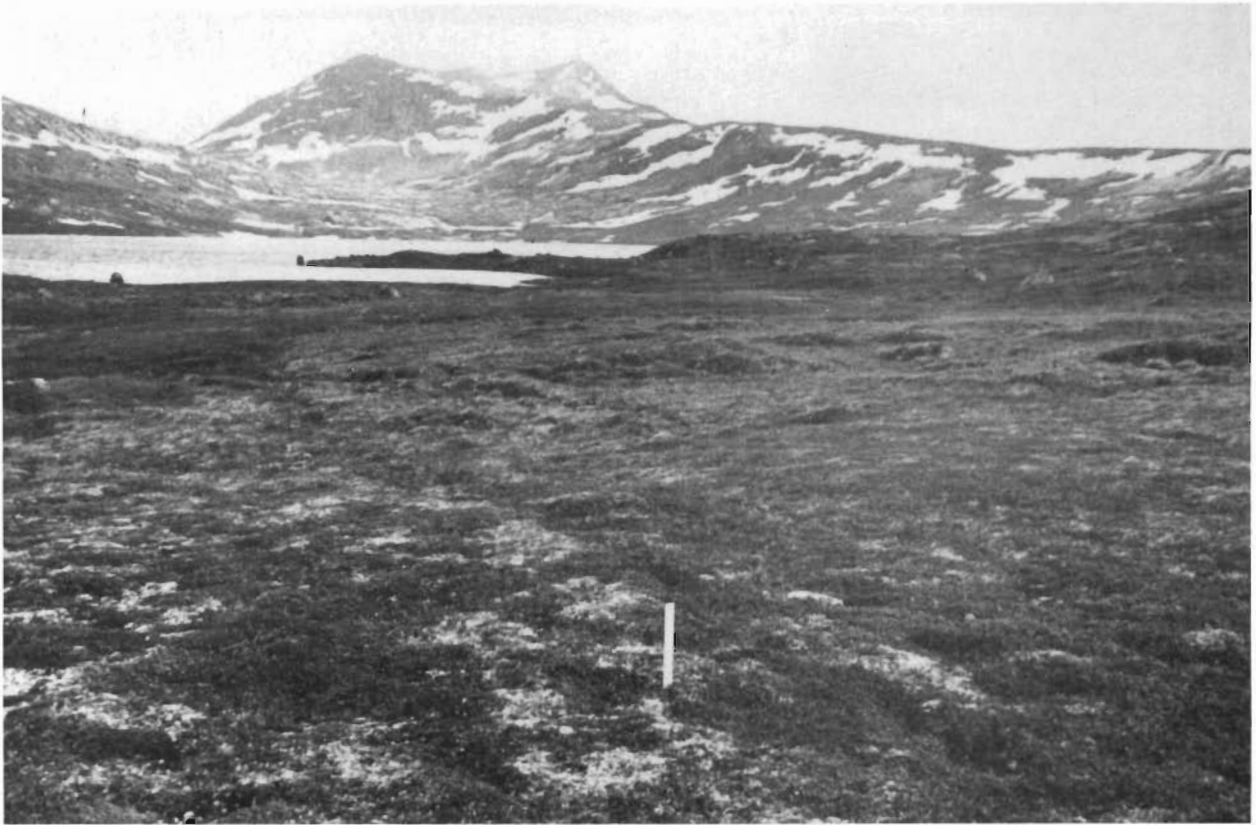


Fig. 32. Parti fra H-5, Hevstenjáv'ri

Foto: R. Hindrum.



Fig. 33. H-5 hadde flere partier med nakent berg og lite vegetasjon.

Foto: R. Hindrum.

Tabell 5. Linjetakseringer i Hellemoområdet. Antall registreringer og (relativ tetthet)

	HELLEMOBOTN		HUITAGJÅV'RI		HEVSTENJÅV'RI		YTRE VASJA		ROMBODALEN	
	Furuskog	Blandingskog	Bjørkeskog	Lavalpin- mellomalpin hei	Lavalpin- mellomalpin hei	Lavalpin- mellomalpin hei	Bjørkeskog	Vierregion	Lavalpin hei	
Bjørkefink <i>Fringilla montifringilla</i>	201 (41,2)		57 (21,5)				148 (44,7)		6 (21,4)	
Løvsanger <i>Phylloscopus trochilus</i>	95 (19,5)		70 (26,4)				112 (33,8)		2 (7,1)	
Svartkvit <i>Ficedula hypoleuca</i>	40 (8,2)						1 (0,3)			
Rødvingetrost <i>Turdus iliacus</i>	34 (7,0)		17 (6,4)				14 (4,2)			
Lirype <i>Lagopus lagopus</i>	16 (3,3)		40 (15,1)				15 (4,5)			
Gransanger <i>Phylloscopus collybita</i>	14 (2,9)									
Rødstrupe <i>Erithacus rubecula</i>	14 (2,9)									
Måltrost <i>Turdus philomelos</i>	13 (2,7)				2 (1,2)					
Gråsisik <i>Acanthis flamma</i>	8 (1,6)		5 (1,9)							
Fuglekonge <i>Regulus regulus</i>	7 (1,4)									
Trepilkerke <i>Anthus trivialis</i>	6 (1,2)						4 (1,2)			
Rødstjert <i>Phoenicurus phoenicurus</i>	5 (1,0)									
Grammeis <i>Parus montanus</i>	5 (1,0)									
Kråke <i>Corvus corone</i>	3 (0,6)									
Hagesanger <i>Sylvia borin</i>	3 (0,6)									
Ringtrost <i>Turdus torquatus</i>	3 (0,6)				3 (1,9)					
Kjøttmeis <i>Parus major</i>	3 (0,6)									
Spurvehawk <i>Accipiter nisus</i>	2 (0,4)									
Gjerdesmett <i>Troglodytes troglodytes</i>	2 (0,4)									
Gulsanger <i>Hippolais icterina</i>	2 (0,4)									
Gråtrost <i>Turdus pilaris</i>	2 (0,4)				2 (1,2)					
Strandsnipe <i>Tringa hypoleucos</i>	1 (0,2)		1 (0,4)							1 (3,6)
Rugde <i>Scolopax rusticola</i>	1 (0,2)									
Perleugle <i>Aegolius funereus</i>	1 (0,2)									
Taksvale <i>Delichon urbica</i>	1 (0,2)									
Jærnsjåurv <i>Fruetia modularis</i>	1 (0,2)									
Munk <i>Sylvia atricapilla</i>	1 (0,2)									
Gråfluesnapper <i>Muscicapa striata</i>	1 (0,2)									
Buskskvett <i>Saxicola rubetra</i>	1 (0,2)									
Steinskvett <i>Oenanthe oenanthe</i>	1 (0,2)		1 (0,4)		22 (13,7)				12 (9,0)	4 (14,3)
Bokfink <i>Fringilla coelebs</i>	1 (0,2)									
Blåstrupe <i>Luscinia svecica</i>	1 (0,2)		36 (13,6)		13 (8,0)				1 (0,8)	2 (7,1)
Gjøk <i>Cuculus canorus</i>	1 (0,2)		11 (4,1)						5 (1,5)	1 (3,6)

tabell 5 forts.

	HELLEBOBOTN		HUITAGJÁV'RI		HUITAGJÁV'RI		HEVSTENJÁV'RI		YTRE VASJA		ROMBODALEN	
	Furuskog	Blandingskog	Björkeskog	Lavalpin- mellomalpin hei	Lavalpin- mellomalpin hei	Lavalpin- mellomalpin hei	Lavalpin- mellomalpin hei	Björkeskog	Vierregion lavalpin hei			
<i>Heipiplerke Anthus pratensis</i>			11 (4,1)	91 (56,6)	55 (41,0)	3 (0,9)	8 (28,6)					
<i>Sivspurv Emberiza schoeniclus</i>			5 (1,9)									
<i>Fjellrype Lagopus mtus</i>			3 (1,1)	8 (5,0)	10 (7,5)		1 (3,6)					
<i>Rødstilk Tringa totanus</i>			3 (1,1)	3 (1,9)	3 (2,2)							
<i>Havelle Clangula hyemalis</i>			1 (0,4)									
<i>Heilo Pluvialis apricaria</i>			1 (0,4)	4 (2,5)	2 (1,5)							
<i>Fjelljo Stercorarius longicaudus</i>			1 (0,4)	7 (4,3)	16 (11,9)							
<i>Fiskemåke Larus canus</i>			1 (0,4)		10 (7,5)				1 (3,6)			
<i>Møller Sylvia curruca</i>			1 (0,4)									
<i>Sandlo Charadrius hiaticula</i>				3 (1,9)	11 (8,2)							
<i>Snøspurv Plectrophenax nivalis</i>				1 (0,6)	5 (3,7)							
<i>Småspove Numenius phaeopus</i>				1 (0,6)								
<i>Fjellvåk Buteo lagopus</i>				1 (0,6)	2 (1,5)							
<i>Temmincksnipe Calidris temminckii</i>					2 (1,5)							
<i>Ravn Corvus corax</i>					1 (0,8)							
<i>Svartbak Larus marinus</i>					3 (2,2)							
<i>Brushane Phalacrocorax pugnax</i>					1 (0,8)							
Totalt antall registreringer	488 (99,9)	265 (100,0)	161 (99,9)	134 (100,1)	331 (99,8)	28 (100,0)						
Antall arter registrert	31	18	14	15	14	10						
Antall minutter taksert	1038	718	849	913	538	249						

flatetakseringsfeltet ved Hevstenjáv'ri og linjetakseringene i samme område, gir tilsammen det totale faunabildet. Resultatene herfra, sammen med andre undersøkelser både i Sør- og Nord-Norge (f.eks. Bevanger 1976 og 1978), viser at heipiplerke er dominerende art. Avhengig av områdenes homogenitet, utgjør den alene mellom 40 og 60% av samfunnets totale artsinventar (henholdsvis 53,3 og 41,0 fra linjeplate- og linjetakseringene ved Hevstenjáv'ri). Dette er det såkalte heipiplerke-boltitforbundet (*Anthus pratensis-Eudromias morinellus* Bevanger 1977). Følgende arter inngår ordinært i samfunnet (under forutsetning av at våtmarksområder mangler):

Heipiplerke	(41,0%)	
Fjelljo	(11,9%)	
Steinskvett	(9,0%)	
Fjellrype	(7,5%)	
Snøspurv	(3,7%)	
Heilo	(1,5%)	Prosentvis andel av artene i linjetakseringsmaterialet fra Hevstenjáv'ri.
Boltit	-	
Fjellerke	-	
Lappspurv	-	
Jaktfalk		
Kongeørn		
Fjellvåk		
Snøugle		

Boltit, fjellerke og lappspurv, er ikke representert i materialet fra Hevstenjáv'ri, men andre undersøkelser viser at de naturlig inngår (Bevanger 1976). Boltit ble forøvrig registrert i tilgrensende områder (jfr. s. 61). Innbruddet av fjelljo skyldes den enorme smånagerbestanden (jfr. s. 67). Selv om den tilhører heipiplerke-boltitforbundet, vil den i "smånagerbunnår" bare opptre mer eller mindre tilfeldig. Arter på høyere trofiske nivå (Strigiformes og Falconiformes), vil også komme med i det totale samfunnsbilde, men har ikke samme grad av samfunnsspesifikk tilknytning. I første rekke gjelder dette jaktfalk, kongeørn, fjellvåk og snøugle, som alle var tilstede i Helleloområdet. Rovfugler, ugler og enkelte andre arter som f.eks. ravn, representerer spesielle avisosiologiske problemer. Selv om det foreslåtte klassifiseringssystemet (Bevanger 1977) primært tar utgangspunkt i artenes habitatskrav i hekkeperioden, vil det være naturlig å legge til grunn en så bred nisjebetraktning som mulig når den enkelte arts samfunnstilknytning vurderes. De fleste rovfugler og ugler i den norske faunaen, vil, i og med det trofiske nivå de representerer, utnytte en rekke habitater i furasjeringsøyemed under hekke-

fasen. Det synes derfor mest korrekt å ta hensyn til dette ved en samfunnsklassifisering. De fleste av disse artene vil i større grad enn de fleste andre komme inn under flere hovedsamfunn på ordensnivå. Kongeørn, fjellvåk, jaktfalk, vandrefalk og hubro, kommer f.eks. inn i 4 eller 5 hovedsamfunn.

I mellomalpine og høgalpine områder, hvor vegetasjonen etter hvert forsvinner, er stort sett bare snøspurv og fjellrype igjen (*Plectrophenax nivalis*-*Lagopus mutus* Bevanger 1977). Overgangen fra heippielerke-boltitforbundet til snøspurv-fjellrypeforbundet, er imidlertid de fleste steder nokså flytende. Det synes derfor korrekt å regne både steinskvett og heippielerke til det totale artsinventar da de to artene i mange tilfeller vil kunne gå like høyt som snøspurv og fjellrype.

2. Myr - våtmarksamfunnet (*Anthus-Tringa* Bevanger 1977).

Følgende inndeling på forbunds nivå kan benyttes:

- 2.1. Myr/sumpforbund (*Gallinago*).
- 2.2. Lentisk forbund (*Tringa hypoleucos*)
- 2.3. Lotisk forbund (*Cinclus cinclus*).

Alle disse forbundene er representert i Hellemoområdet.

Myr/sumpforbundet (*Gallinago*).

Myrøkologene skiller mellom to hovedtyper myrkompleks (Moen 1977): ombrotrof og minerotrof. Disse blir gruppert i 3 etter vegetasjonen: 1. nedbørsmyr (ombrotrof myr) 2. fattigmyr og 3. rikmyr. Videre deles disse typene i 4 etter overflatestrukturen, en definisjon som har bakgrunn i vegetasjonens sammensetning. Moen (1977) benytter følgende definisjon:

1. Tuvene er dominert av lyngartene, særlig er røsslyng og krekling vanlige. Gråmose og brun torvmose dominerer oftest i bunnen.
2. Fastmattene er faste å gå på og karakterisert av arter som rome, småbjønnskjegg og stjernemose.
3. Mykmattene får ved tråkk langvarige spor og karakteriseres av fuktighetskrevende arter som dystarr, kvitmyrak, torvmoser og makkmose. Karplanteskiktet er glissent, mens mosene dekker i bunnen.
4. Løsbunn har liten bæreevne og meget spredt forekomst av en del av artene som forekommer i mykmattene. Grunnvannet står det meste av året i dagen.

For ornitologiske betraktninger kan en slik inndeling være et aktuelt utgangspunkt. Erfaring viser imidlertid at de fysiognomiske elementene

er langt mer utslagsgivende for fuglefaunaen enn vegetasjonen. Ei stor homogen rikmyr som vesentlig har fast- og mykmatte, kan f.eks. ha et svært fattig fugleliv. Er den derimot delt opp av araler med løsbunn og åpent vann, kan fuglelivet bli meget rikt. Det blir her et definisjons-spørsmål hvor grensen skal trekkes mellom myr- og sumpområder. I alle tilfeller er det de heterogene myrkompleksene med veksling mellom åpent vann, mykmatter og mer eller mindre kratt- og trebevokste fastmatter, som gir best grunnlag for et rikt fugleliv. Generelt er det imidlertid vanskelig å klassifisere og definere fuglesamfunn knyttet til våtmark på grunn av de økotoneffektene som oppstår mellom f.eks. myr- og sumpvegetasjon ("eulittoral telmatisk Magnocaricetavegetasjon uten eller nesten uten innslag av egentlig vannplanter (eu-hydrofytter)") (Flatberg 1976). For nærmere botaniske beskrivelser av vann og sumpvegetasjon, vises til Malme (1975).

Forbundet 2.1. omfatter vesentlig minerotrofe myrsamfunn. De ombrotrofe typene er ornitologisk meget fattige. Det synes aktuelt å skille mellom minerotrof fattigmyr og rikmyr på subforbunds nivå, særlig når disse ligger i tilknytning til åpent vann og vierkratt.

Som påpekt ovenfor, vil de fysiognomiske forhold øve sterk innflytelse på fuglefaunaen og myr/sumpforbundet defineres derfor til ikke å omfatte tresjikt eller større sammenhengende vier-/krattområder. Likeledes er det nødvendig å unnta svært små myrarealer i f.eks. skogs-terreng eller tilknytning til større arealer med åpent vann. I mange tilfeller blir dette et relativt sammensatt våtmarkssamfunn med en mosaikk av myrflater, tjern og bekker som egentlig bør betraktes som en økologisk enhet (jfr. Bevanger 1977).

Følgende arter er foreløpig inkludert i forbundet (Bevanger in prep.):

storlom	sædgås	stokkand	krikkand
brunnakke	toppand	kvinand	siland
fjellvåk	musvåk	kongeørn	myrhauk
jaktfalk	vandrefalk	dvergfalk	tårnfalk
trane	myrrikse	heilo	vipe
myrsnipe	brushane	fjellmyrløper	sotsnipe
rødstilk	gluttsnipe	skogsnipe	grønnstilk
strandsnipe	svarthalespove	lappspove	småspove
storspove	enkeltbekkasin	dobbeltbekkasin	kvartbekkasin
hettemåke	fiskemåke	snøugle	jordugle
heiplerke	lappiplerke	såerle	blåstrupe

sivspurv

lappspurv

Myrtypene i Hellemoområdet består vesentlig av minerotrof fattigmyr. Enkelte mindre ombrotrofe partier finnes, men spiller arealmessig beskjeden rolle.

Følgende representanter for forbundet er registrert i Hellemoområdet:

storlom	stokkand	krikkand	kvinand
siland	fjellvåk	kongeørn	jaktfalk
tårnfalk	rødstilk	heilo	strandsnipe
fiskemåke	såerle	brushane	småspove
snøugle	heipiplerke	blåstrupe	sivspurv

Årsaken til at relativt få arter er observert, må sees i sammenheng med at det innen undersøkelsesområdet er relativt små sammenhengende arealer med adekvate myrkompleks. Dernest kommer det forhold inn at de er relativt homogene og av fastmattekarakter uten oppsplitting av løsbunn og åpent vann. Som subforbund karakteriseres samfunnet ved heipiplerke som dominant art mens småspove synes å representere en nyttig skilleart (jfr. Bevanger 1977).

2.2. Lentisk forbund (*Tringa hypoleucos*). Slik innsjøer vanligvis klassifiseres (se f.eks. Elgmork 1970), synes det hensiktsmessig å følge en tilnærmet todeling etter trofigrad:

a. næringsfattige (ultraoligotrofe/oligotrofe) og

b. næringsrike (eutrofe).

Skillet er imidlertid ikke distinkt og flere fuglearter er å betrakte som "intermediære". Humuspåvirkningen (dystrofieringen) har sannsynligvis ingen større interesse i avisosiologisk sammenheng.

Følgende arter er foreløpig inkludert (Bevanger in prep):

smålom	storlom	horndykker	toppdykker
dvergdykker	dverggås	knoppsvane	sangsvane
stokkand	krikkand	snadderand	brunnakke
stjertand	skjeand	toppand	bergand
svartand	sjørre	havelle	kvinand
lappfiskand	siland	laksand	fiskeørn
vannrikse	sivhøne	sothøne	sandlo
dverglo	temmincksnipe	fjæreplytt	rødstilk
gluttsnipe	skogsnipe	grønnstilk	strandsnipe
svømmesnipe	hettemåke	fiskemåke	makrellterne
rødnebbterne	sandsvale	sivsanger	rørsanger
sivspurv			

2.2.1. *Tringa hypoleucos* - *Gavia arctica* (strandsnipe - storlom).

Subforbundet omfatter større og mindre subalpine, ultraoligotrofe- "mesotrofe" norske vann og sjøer.

Følgende arter er foreløpig inkludert (Bevanger in prep.):

smålom	storlom	krikkand	bergand
svartand	sjøorre	havelle	kvinand
siland	fiskeørn	sandlo	temmincksnipe
fjæreplytt	rødstilk	strandsnipe	fiskemåke
makrellterne	rødnebbterne		

I Helleloområdet er følgende representanter registrert:

smålom	storlom	krikkand	svartand
havelle	kvinand	siland	rødstilk
sandlo	temmincksnipe	strandsnipe	fiskemåke
makrellterne	rødnebbterne		

Subforbundet 2.2.1. (strandsnipe-storlom) er med andre ord meget godt representert i Helleloområdet. Så har da også området et mangfoldig tilbud av ultraoligotrofe og oligotrofe vann og sjøer (Koksvik pers. medl.).

Av andre arter som regnes til strandsnipeforbundet

2.2. *Tringa hypoleucos*, er horndykker, stokkand og laksand observert.

Disse observasjonene er imidlertid av mer eller mindre tilfeldig karakter (jfr. s. 59). Artene kommer forøvrig inn under subforbund (*Tringa hypoleucos*-*Anas*) (Bevanger in prep.).

2.3. Lotiske forbund, fossekallforbundet (*Cinclus cinclus*).

Ved siden av et lentisk forbund synes det hensiktsmessig å operere med et lotisk forbund, i og med at en del arter i vesentlig grad er knyttet til rennende vann. Til dette bekk-elveforbundet, er foreløpig følgende arter inkludert (Bevanger in prep.):

kanadaqås	stokkand	krikkand	kvinand
lappfiskand	fiskeørn	siland	laksand
strandsnipe	fiskemåke	rødnebbterne	isfugl
sandsvale	vintererle	fossekall	sivsanger

I Helleloområdet er krikkand, strandsnipe, fiskemåke, rødnebbterne og fossekall registrert som representanter for forbundet.

3. Vier-/krattsamfunnet, *Phylloscopus-Emberiza* Bevanger 1977.

Det tredje samfunn på ordensnivå som er representert i undersøkelsesområdet, er vier-/krattsamfunnet. Som tidligere påpekt, har vegetasjonsstrukturen og de fysiognomiske forhold stor betydning for fuglefaunaen. I og med at vi bl.a. i Fennoskandia har

områder der vierkratt (*Salix* spp) ofte er helt dominerende (særlig i den såkalte vierregionen), synes det nødvendig å skille ut et eget fuglesamfunn på ordensnivå som spesielt er rettet mot dette. Ofte finnes større eller mindre arealer med vier og småvokst bjørk i tilknytning til våtmarksområder som tiltrekker arter som også kommer inn under andre samfunn på ordensnivå. På grunn av den ofte mosaikkaktige forekomsten av slik vegetasjon vil dette gjerne bli "økotonsamfunn" med arter som går inn i flere samfunn. Enhver form for klassifisering og inndeling av naturen er naturlig nok et "kunstig inngrep" i en naturlig biologisk enhet. Det vil således neppe være mulig å trekke eksakte grenser for de avisosiologiske enhetene. En samfunnsklassifisering vil alltid i større eller mindre grad måtte bygge på sannsynlighetsbetraktninger og frekvensberegninger. I og med at de enkelte arter stiller mer eller mindre spesifikke krav til sitt miljø, vil de derfor teoretisk kunne benyttes som indikatorer på en eller flere økologiske faktorer. En sannsynlighetsbedømmelse basert på kjennskapen til artens økotypi (euryøk-stenøk) skulle derfor gi et forsvarelig grunnlag for en mer eller mindre grov samfunnsinndeling. Men det må i denne sammenheng tilføyes at til tross for grundige studier av fuglenes habitatseleksjon (Svårdson 1949, Udvardy 1951, Wasilewski 1961, Hildén 1965), er vårt kjennskap fremdeles mangelfullt.

På ordensnivå er følgende arter inkludert (Bevanger in prep.):

spurvehauk	fjellvåk	kongeørn	myrhauk
jaktfalk	vandrefalk	dvergfalk	tårnfalk
lirype	temmincksnipe	brushane	gluttsnipe
grønnstilk	rugde	enkeltbekkasin	dobbeltbekkasin
jordugle	heipiplerke	lappiplerke	tornskate
jernspurv	sivsanger	tornsanger	møller
løvsanger	buskskvett	blåstrupe	gråtrost
ringtrost	rødvingetrost	gråsisik	konglebit
dvergspurv	vierspurv	sivspurv	lappspurv

I Helleloområdet er følgende arter registrert:

spurvehauk	fjellvåk	kongeørn	jaktfalk
tårnfalk	brushane	rugde	heipiplerke
jernspurv	møller	løvsanger	buskskvett
blåstrupe	gråtrost	rødvingetrost	gråsisik
sivspurv			

I sørnorske og nordnorske fjellområder er forbundet

3.1. *Phylloscopus trochilus* - *Emberiza schoeniclus* Bevanger 1977, vanligst. Forbundet finnes i større eller mindre utstrekning både i Helleobotn, Ytre Vasja, Huitagjáv'ri og Rounasdalen, særlig i de to sistnevnte områdene. På grunn av at samfunnet arealmessig oftest er lite, er det vanskelig å få gode estimater for de enkelte arters dominansforhold ut fra linjetakseringer.

Innslaget av heippiplerke kan variere sterkt, avhengig av de omkringliggende områdene og av vier-/bjørkekrattens homogenitet. Er buskvegetasjonen oppsplittet, vil heippiplerke gjerne utgjøre 15-20% av faunaens totale tetthet.

Vier-/krattområder i nær tilknytning til åpent vann, slik de f.eks. finnes ved Huitagjáv'ri, medfører vanligvis innslag av vadere. I Hellemoområdet gjorde spesielt brushane og temmincksnipe seg bemerket.

I bjørkeskogsområder opptrer gjerne mindre arealer med kratt- og buskvegetasjon. Ofte kommer da einerkrattene inn som markante elementer. I slike tilfeller kan avisososiologiske betraktninger vanskeliggjøres og fuglesamfunnet være et stabilt mosaikksamfunn med elementer både fra kratt-/busksamfunnet og bjørkeskogssamfunnet (jfr. s. 49). Arter som jernspurv, blåstrupe og sivspurv vil da utgjøre markante innslag. Hvorvidt dette samfunnet bør ha ordensstatus kan diskuteres. En alternativ betraktningssmåte er å føre det til skogssamfunnet (se nedenfor) på forbundsnivå.

4. Skogsamfunnet (*Fringilla* Bevanger 1977).

De første plantesosiologene, før Braun-Blanquets tid, opererte med fysiognomiske betegnelser som hei, kratt, myr, sump osv., begrep som i et klassifiseringssystem for fuglesamfunn er å foretrekke på grunn av, som tidligere nevnt, fysiognomiens innflytelse på fuglefaunaen. For skogsamfunnene er det nødvendig å foreta en hovedinndeling av skogstyper på subforbundsnivå (Bevanger 1977). Det er altså her ingen homologi med moderne plantesosiologisk skogklassifisering slik den f.eks. er foreslått av Kielland-Lund (1973).

Følgende arter er foreløpig ført til ordensnivå (Bevanger in prep.):

fiskeørn	hønsehauk	spurvehauk	fjellvåk
musvåk	kongeørn	jaktfalk	vandrefalk
dvergfalk	tårnfalk	lirype	jerpe
orrfugl	storfugl	ringdue	skogdue
gjøk	hubro	hornugle	perleugle
spurveugle	haukugle	kattugle	slagugle

lappugle	nattravn	vendehals	grønnspekk
gråspekk	svartspekk	flaggspekk	kvitryggspett
dvergspett	tretåspekk	trepipplerke	heipipplerke
tornskate	varsler	stær	lavskrike
nøtteskrike	skjære	nøttekråke	kaie
kornkråke	kråke	sidensvans	gjerdessmett
jernspurv	sivsanger	gulsanger	hagesanger
munk	møller	løvsanger	gransanger
bøksanger	lappsanger	fuglekonge	svartkvit
gråfluesnapper	buskskvett	steinskvett	rødstjert
rødstrupe	nattergal	blåstrupe	gråtrost
ringtrost	svarttrost	rødvingetrost	måltrost
duetrost	stjertmeis	løvmeis	granmeis
lappmeis	toppmeis	svartmeis	blåmeis
kjøttmeis	spettmeis	trekryper	bokfink
bjørkefink	grønnfink	grønnsisik	stillits
tornirisk	gråsisik	konglebit	grankorsnebb
furukorsnebb	båndkorsnebb	dompap	kjernebiter
dvergspurv	vierspurv	sivspurv	

På forbunds nivå synes en tredeling naturlig:

- 4.1. Varmekjært løvskogsforbund (*Fringilla coelebs-Sylvia* Bevanger 1977).
- 4.2. Bjørkeskogsforbund (*Phylloscopus trochilus-Fringilla montifringilla* Bevanger 1977).
- 4.3. Barskogsforbund (*Fringilla-Regulus regulus* Bevanger 1977).

I Hellmoområdet er 4.2. og 4.3. representert, men i selve "Botnen" finnes enkelte sørvendte løvskogslier med bl.a. endel ospetrær og arts-sammensetningen her indikerer et visst slektskap med 4.1. (jfr. tabell 3).

På subforbunds nivå kan 4.2. deles i minimum to subforbund,

- 4.2.1. subalpin bjørkeskog (*P. trochilus-Lusinia svecica* Bevanger 1977) og
- 4.2.2. maritim subalpin bjørkeskog, (*P. trochilus-Hippolais icterina* Bevanger 1977).

Ut fra en vegetasjonsmessig betraktningssmåte kan en slik inndeling virke ulogisk i og med at den skandinaviske fjellbjørkeskogen er bundet til kystklima (Gjærevoll 1974), men avisosiologisk synes dette nødvendig. Subforbund 4.2.2. har tilsynelatende bare aktualitet langs den norske vestkysten i Sør- og Midt-Norge.

Subforbund 4.2.1. *Phylloscopus trochilus* - *Lusinia svecica*

Bevanger 1977.

Hogstad (1975) har analysert arts sammensetningen i spurvefuglesamfunnene i subalpin "heibjørkeskog" i Fennoskandia (bygger på 12 undersøkelser). Han påpeker at denne artssammensetningen neppe beror på noen tilfeldighet og viser til at ingen av de 9 mest dominante artene tilhører samme slekt og antar at nærbeslektede arter ikke kan leve sammen i den strukturelt enkle, subalpine fennoskandiske "heibjørkeskogen", og at dette samfunnet er "mettet" med arter tilhørende Passeriformes som kan eksistere sammen. Videre viser han til undersøkelser i Budalen (Hogstad unpubl.) som tyder på at "heibjørkeskogen" har begrensede matressurser, og at en av de viktigste faktorene som bestemmer samfunnsstrukturen hos de mindre spurvefuglene muligens er gjensidig konkurranse om matressursene.

Det bør understrekes at den fennoskandiske, subalpine bjørkeskogen ikke representerer noen homogen vegetasjonstype og at det ikke foreligger noe fullstendig plantesosiologisk arbeid som behandler vegetasjonen under ett. Tradisjonelt deles den i en utrof og oligotrof type. Selv om disse hovedtypene klassifiseres langt unna hverandre plantesosiologisk, må de plasseres innen samme "ornitologiske subforbund" på grunn av sin strukturelle likhet. Det synes imidlertid også klart at det er visse forskjeller i sammensetning og tetthet i fuglesamfunnene i de forskjellige bjørkeskogsforbundene når f.eks. de oligotrofe og eutrofe typene sammenlignes (Bevanger 1976). Dette må tas i betraktning ved mer permanente definisjoner av avisosiologiske enheter på lavere nivå.

Følgende arter er foreløpig ført til 4.2.1. (Bevanger in prep.):

fjellvåk	kongeørn	jaktfalk	dvergfalk
lirype	orrfugl	gjøk	hubro
hornugle	perleugle	haukugle	dvergspett
trepplerke	heipplerke	jernspurv	gulsanger
løvsanger	lappsanger	svartkvit	rødstjert
blåstrupe	gråtrost	rødvingetrost	måltrost
granmeis	bjørkefink	gråsisik	konglebit
sivspurv			

Følgende representanter for subforbundet 4.2.1. ble obs. i Helleloområdet:

fjellvåk	kongeørn	jaktfalk	lirype
gjøk	perleugle	heipiplerke	jernspurv
gulsanger	løvsanger	rødstjert	blåstrupe
gråtrost	rødvingetrost	måltrost	granmeis
bjørkefink	gråsisik	sivspurv	

Barskogforbundet 4.3. (*Fringilla-Regulus regulus* Bevanger 1977), deles på subforbunds nivå primært i to:

4.3.1. Granskog (*Loxia*)

4.3.2. Furskog (*Phoenicurus phoenicurus*)

Ved siden av de østnorske, homogene gran- og furskogstypene, finnes store områder med blandingsskog der løvtreinnslaget er betydelig. Artsinventaret i disse er oftest langt mer variert og større enn i den homogene barskogen. Dette er så vidt markant at det er forsvarlig å snakke om "blandingsskogsarter". På denne bakgrunn, og ut fra et økologisk synspunkt, synes det derfor korrekt å operere med et tredje subforbund,

4.3.3. Blandingsskog.

Som følge av dagens metoder innen skogbruket, vil store barskogsområder til stadighet opptre som hogstflater - på ulike suksesjonstrinn. Mest praktisk synes det å være at disse føres til assosiasjonsnivå, under 4.3.3.

Følgende arter er foreløpig ført til disse tre subforbundene (Bevanger in prep.).

Subforbund 4.3.1. *Loxia* (korsnebb).

hegre	fiskeørn	vepsevåk	hønsehauk
fjellvåk	musvåk	kongeørn	jaktfalk
vandrefalk	jerpe	orrfugl	storfugl
ringdue	gjøk	hubro	hornugle
perleugle	spurveugle	haukugle	slagugle
lappugle	svartspett	flaggspett	tretåspett
lavskrike	nøtteskrike	nøttekråke	sidensvans
gjerdesmett	gransanger	fuglekonge	svartkvit
rødstrupe	gråtrost	svarttrost	måltrost
granmeis	toppmeis	svartmeis	trekryper
bjørkefink	grønnsisik	gråsisik	grankorsnebb
furukorsnebb	dompap	vierspurv	

Subforbund 4.3.2. *Phoenicurus phoenicurus* (rødstjert).

hegre	fiskeørn	vepsevåk	hønsehauk
fjellvåk	musvåk	kongeørn	jaktfalk
vandrefalk	jerpe	orrfugl	storfugl
ringdue	gjøk	hubro	hornugle
perleugle	spurveugle	haukugle	slagugle
lappugle	nattravn	gråspett	svartspett
flaggspett	tretåspett	trepipelerke	lavskrike
nøttekråke	sidensvans	gjerdesmett	gransanger
fuglekonge	svartkvit	gråfluesnapper	steinskvett
rødstjert	rødstrupe	gråtrost	måltrost
duetrost	granmeis	lappmeis	toppmeis
trekryper	bjørkefink	grønnsisik	gråsisik
konglebit	furukorsnebb	dompap	

Subforbund 4.3.3. *Turdus* (trost).

hegre	fiskeørn	vepsevåk	hønsehauk
spurvehauk	fjellvåk	musvåk	kongeørn
jaktfalk	vandrefalk	dvergfalk	tårnfalk
lirype	jerpe	orrfugl	storfugl
ringdue	skogdue	gjøk	hubro
hornugle	perleugle	spurveugle	haukugle
kattugle	slagugle	lappugle	vendehals
grønnspekk	gråspett	svartspett	flaggspett
kvitryggspett	dvergspett	tretåspett	trepipelerke
varsler	lavskrike	nøtteskrike	kråke
sidensvans	gjerdesmett	jernspurv	sivsanger
gulsanger	hagesanger	munk	møller
løvsanger	gransanger	bøksanger	lappsanger
fuglekonge	svartkvit	gråfluesnapper	buskskvett
steinskvett	rødstjert	rødstrupe	blåstrupe
gråtrost	svarttrost	rødvingetrost	måltrost
ringtrost	stjertmeis	granmeis	lappmeis
toppmeis	svartmeis	blåmeis	kjøttmeis
spettmeis	trekryper	bokfink	bjørkefink
grønnfink	grønnsisik	gråsisik	konglebit
dompap	kjernebiter	vierspurv	sivspurv

Artsinventaret i disse tre subforbundene har betydelige likhets-
trekk. Det er først på de lavere nivåene at forskjellene vil komme til
uttrykk. Imidlertid er det også enkelte "spesifikke" arter å finne på
subforbunds nivå. F.eks. synes nøtteskrike, svarttrost, svartmeis,
grankorsnebb og vierspurv å være "spesifikke" for 4.3.1. i forhold til
4.3.2. Nattravn, gråspett, trepiplerke, gråfluesnapper, steinskvett,
rødstjert, duetrost, lappmeis og konglebit er "spesifikke" for 4.3.2.
i forhold til 4.3.1.

Disse "spesifikke" artene, f.eks. vierspurv (4.3.1.) og natteravn
(4.3.2.) kan benyttes som karakterarter for særegne skogstyper på lavere
nivå (jfr. f.eks. Sonerud og Bekken 1979). Langt det største artsantall
finnes vi i subforbund 4.3.3., blandingsskog. Det bør understrekes at
dette representerer en meget sammensatt avisosiologisk enhet og det er
aktuelt å skille ut flere typer på assosiasjonsnivå.

I Hellembotn er både 4.3.2. og 4.3.3. representert. Furskogen
er imidlertid i stor grad preget av løvtreinnslag (jfr. fig.13) og bare
mindre arealer er å betrakte som "homogen" furskog. Sett under ett er
derfor fuglesamfunnet å føre til 4.3.3.

Følgende arter ble registrert:

spurvehawk	fjellvåk	kongeørn	jaktfalk
tårnfalk	lirype	gjøk	perleugle
flaggspett	trepipelerke	kråke	gjerdesmett
jernspurv	gulsanger	hagesanger	munk
løvsanger	gransanger	fuglekonge	svartkvit
gråfluesnapper	buskskvett	steinskvett	rødstjert
rødstrupe	gråtrost	rødvingetrost	måltrost
ringtrost	granmeis	lappmeis	kjøttmeis
trekryper	bokfink	bjørkefink	gråsisik

Disse 36 artene representerer bortimot 50% av det totale arts-
inventaret i 4.3.3. (når utbredelseskorraksjon er foretatt), hvilket
må anses som et høyt artsantall innenfor et arealmessig så begrenset
område. Jfr. også tabell 3 og 5.

5. Kulturmarksamfunnet, *Numenius arquata*.

Kulturmark er et vidt begrep og representerer en mosaikk av
ulike naturtyper som hagelandskap, parklandskap og beitemark. På ordensnivå
er følgende arter foreløpig inkludert (Bevanger in prep.):

vepsevåk	spurvehauk	musvåk	vipe
storspove	ringdue	tyrkerdue	turteldue
tjeld	hornugle	kattugle	tårnsvale
hærfugl	vendehals	grønnspekk	dvergspekk
låvesvale	taksvale	topplerke	trelerke
lerke	linerle	stær	skjære
kaie	kornkråke	kråke	gresshoppesanger
gulsanger	hagesanger	munk	tornsanger
gransanger	svartkvit	gråfluesnapper	buskskvett
svartrødstjert	gråtrost	rødvingetrost	løvmeis
blåmeis	kjøttmeis	spettmeis	gråspurv
pilfink	grønnfink	stillits	tornirisk
kjernebiter	kornspurv	gulspurv	hortulan

Langs Hellekofjorden, fra Musken og inn til Hellefobotn, finnes få steder med fast bosetting eller merker etter sådan. Bare i Nordbukta og Hellefobotn bor mennesker året igjennom. Relativt få utpregede kulturmarkarter er derfor registrert. Følgende arter med sekundær kulturmarktilknytning ble observert:

spurvehauk	tjeld	tårnsvale	taksvale
linerle	skjære	kråke	gulsanger
hagesanger	munk	gransanger	svartkvit
gråfluesnapper	buskskvett	gråtrost	rødvingetrost
kjøttmeis			

6. Kystsamfunnet, *Larus*.

Samfunnet omfatter arter spesielt knyttet til marine miljø, særegne kystsamfunn som fuglefjell, skjærgårdssamfunn og fjordsamfunn. På ordensnivå er følgende arter foreløpig inkludert (Bevanger in prep.):

havhest	havsvale	stormsvale	havsule
storskarv	toppskarv	hegre	grågås
gravand	stokkand	brunnakke	skjeand
ærfugl	praktærfugl	sjøorre	havelle
siland	jaktfalk	vandrefalk	hubro
tjeld	sandlo	dverglo	vipe
steinvender	dvergsnipe	temmincksnipe	myrsnipe
rødstilk	strandsnipe	storspove	tyvjo
hettemåke	sildmåke	gråmåke	svartbak

fiskemåke	krykkje	rovterne	makrellterne
rødnebbterne	alke	lomvi	polarlomvi
teiste	lunde	ravn	bergirisk

Hellekofjorden skjærer seg langt inn i landet og fuglesamfunnet fra Musken og inn mot Hellemobotn, er et relativt artsfattig fjordsamfunn med mer eller mindre tilfeldige besøk av mer typiske kystarter. Følgende arter ble registrert:

skarv sp.	stokkand [⊕]	ærfugl	havelle
siland	tjeld	sandlo	temmincksnipe
rødstilk	strandsnipe	tyvjo	hettemåke
gråmåke	sildemåke	svartbak	fiskemåke
makrellterne	rødnebbterne	teiste	ravn

⊕ bare innlandsobs.

Kvalitative registreringer

Artslista (s. 56) gir oversikt over alle arter observert i undersøkelsesområdet. Totalt er 86 arter registrert, et relativt høyt antall områdets arealmessige utstrekning og geografiske beliggenhet tatt i betraktning. Den topografiske variasjonen og den store vertikale gradienten - fra sjø til høgfjell, er også viktige faktorer i denne sammenheng. Av disse 86 artene antas at 85-90% er hekkefugl, mens de øvrige er å betrakte som mer eller mindre tilfeldige gjester.

Enkelte av de observerte artene må sies å være uventet i området. Av sikkerhetsmessige grunner vil det ikke bli gitt nærmere opplysninger om rovfugllokalitetene i Hellemoområdet i foreliggende rapport. Forøvrig vises til Kommentar til artslista.

Artsliste

- H = påvist hekkende ved funn av reir eller unger
h = gjentatte observasjoner eller spesiell adferd sannsynliggjør hekking
+++ = forekommer tallrik
++ = forekommer regelmessig, men relativt fåtallig
+ = forekommer sporadisk og fåtallig
- = forekommer sjelden eller tilfeldig (mindre enn tre observasjoner)
t = observert på trekk
o = opplysninger fra lokalbefolkning eller andre
Hel = Hellemobotn
Hui = Huitagjáv'ri
Hev = Hevstenjáv'ri/Amasvagjáv'ri
V = Ytre/Indre Vasja, Musken-Rombodalen
R = Rounasdalen

Art	Hel	Hui	Hev	V	R
Smålom <i>Gavia stellata</i>		+			
Storlom <i>Gavia arctica</i>	+	++	++		
Horndykker <i>Podiceps auritus</i>				+	
Skarv sp. <i>Phalacrocorax</i> sp.				-	
Stokkand <i>Anas platyrhynchos</i>				+	
Krikkand <i>Anas crecca</i>	++	++			
Ærfugl <i>Somateria mollissima</i>		-		++	
Svartand <i>Melanitta nigra</i>		H+++		++	++
Havelle <i>Clangula hyemalis</i>	+	H+++	++		H++
Kvinand <i>Bucephala clangula</i>	+				
Siland <i>Mergus serrator</i>	+	+	+		
Laksand <i>Mergus merganser</i>	++			++	
Havørn <i>Haliaëtus albicilla</i>				-	-
Spurvehauk <i>Accipiter nisus</i>	H++				
Fjellvåk <i>Buteo lagopus</i>		H++	H++	H++	++
Kongeørn <i>Aquila chrysaëtos</i> ☉					
Jaktfalk <i>Falco rusticolus</i> ☉					
Tårnfalk <i>Falco tinnunculus</i>	h++	+		h++	
Tjeld <i>Haematopus ostralegus</i>	h++			++	
Lirype <i>Lagopus Lagopus</i>	H+++	H+++	H++	h+++	H+++
Fjellrype <i>Lagopus mutus</i>		H+++	H+++		

☉ Se artskommentarer

	Hel	Hui	Hev	YV	R
Sandlo <i>Charadrius hiaticula</i>	+	H++	h+++		
Boltit <i>Eudromias morinellus</i>		h+		h+	
Heilo <i>Pluvialis apricaria</i>		H+++	h+++		
Temmincksnipe <i>Calidris temminckii</i>		h++	h++		h++
Brushane <i>Philomachus pugnax</i>		+	+		h+
Rødstilk <i>Tringa totanus</i>	h+++	h++	h+++	+	h+++
Strandsnipe <i>Tringa hypoleucos</i>	h+++	h+++		H++	h++
Småspove <i>Numenius phaeopus</i>	h++	H+++	h++		
Rugde <i>Scelopax rusticola</i>	h+			h+	
Tyvjo <i>Stercorarius parasiticus</i>	+				
Fjelljo <i>Stercorarius longicaudus</i>		H++	h++		H++
Hettemåke <i>Larus ridibundus</i>	+				
Sildemåke <i>Larus fuscus</i>	+				
Gråmåke <i>Larus argentatus</i>	++			++	
Svartbak <i>Larus marinus</i>	++			++	
Fiskemåke <i>Larus canus</i>	H+++	h++	H+++	h+++	h++
Makrellterne <i>Sterna hirundo</i>	H+++	h+++	+ [⊗]		
Rødnebbterne <i>Sterna paradisaea</i>	H+++	h+++			
Teiste <i>Cephus grylle</i>	+			+	
Gjøk <i>Cuculus canorus</i>	h+++	h+++	h++	h+++	
Snøgule <i>Nyctea scandiaca</i>					
Perleugle <i>Aegolius funereus</i>	h++				
Tårnsvale <i>Apus apus</i>			+		
Flaggspett <i>Dendrocopos major</i>	h+				
Tretåspett <i>Picoides tridactylus</i>				+	
Taksvale <i>Delichon urbica</i>	h++				
Trepiplerke <i>Anthus trivialis</i>	h+++			h+++	
Heipiplerke <i>Anthus pratensis</i>	h+++	h+++	h+++	h+++	h+++
Såerle <i>Motacilla flava thunbergi</i>					h++
Linerle <i>Motacilla alba</i>	h++				
Varsler <i>Lanius excubitor</i>	h++				
Skjære <i>Pica pica</i>	h++			h++	
Kråke <i>Corvus corone</i>	h++			h++	
Ravn <i>Corvus corax</i>	h++		h++	h++	
Fossefall <i>Cinclus cinclus</i>	h++			h++	
Gjerdesmett <i>Troglodytes troglodytes</i>	h++				
Jernspurv <i>Prunella modularis</i>	h+++			h+++	
Gulsanger <i>Hippolais icterina</i>	h++				

⊗ se artskommentar

	Hel	Hui	Hev	YV	R
Hagesanger <i>Sylvia borin</i>	h++			h++	
Munk <i>Sylvia atricapilla</i>	h++				
Møller <i>Sylvia curruca</i>		h++			
Løvsanger <i>Phylloscopus trochilus</i>	h+++	h+++	h+++	h+++	
Gransanger <i>Phylloscopus collybita</i>	h+++				
Fuglekonge <i>Regulus regulus</i>	h+++				
Svartkvit <i>Ficedula hypoleuca</i>	h++			h++	
Gråfluesnapper <i>Muscicapa striata</i>	h++				
Steinskvett <i>Oenanthe oenanthe</i>	h+++	h+++	H+++	h+++	h+++
Buskskvett <i>Saxicola rubetra</i>	h++				
Rødstjert <i>Phoenicurus phoenicurus</i>	h+++				
Røstrupe <i>Erithacus rubecula</i>	h+++				
Blåstrupe <i>Luscinia svecica</i>	h+++	h+++	h+++	h+++	h+++
Gråtrost <i>Turdus pilaris</i>	h+++	h+++	h+++	h+++	
Ringtrost <i>Turdus torquatus</i>	h++	h++		h++	h++
Svarttrost <i>Turdus merula</i>	h++				
Rødvingetost <i>Turdus iliacus</i>	h+++	h+++		h+++	
Måltrost <i>Turdus philomelos</i>	h+++			h+++	
Granmeis <i>Parus montanus</i>	h+++		+		
Lappmeis <i>Parus cinctus</i>	h++				
Kjøttmeis <i>Parus major</i>	h++				
Trekryper <i>Certhia familiaris</i>	h++				
Bokfink <i>Fringilla coelebs</i>	h++	+			
Bjørkefink <i>Fringilla montifringilla</i>	h+++	h+++	h+++	h+++	h+++
Gråsisik <i>Acanthis flammea</i>	h+++	h+++		h+++	
Sivspurv <i>Emberiza schoeniclus</i>	h+++	h+++		h+++	
Snøspurv <i>Plectrophenax nivalis</i>		h++	h++		

Kommentar til artslista

Smålom (*Gavia stellata*). Synes å være en sjelden art og ble bare sett i Huitagjåv'ri den 14.6. Ble heller ikke observert ved registreringene i Kobbelv (Bevanger 1978).

Storlom (*Gavia arctica*). Stabilt innslag i faunaen. Sannsynligvis er det bare de indre, høyereliggende vatna som benyttes som hekkeplass. Obs. i Hellemobotn, Peta 6.6. (3 ind.) og 8.6. (2 ind.) var sannsynligvis fugler som ventet på at isen skulle gå av fjellvatna. Huitagjåv'ri: 1 ind. på vatnet 14.6. samt obs. av 1 ind. som fløy opp i Hestdalen og inn over Livsejåv'ri. 2 ind. obs. på vatnet 28. og 29.6. Biegkerdjåv'ri: 2 ind. på vatnet 14.6. og 1 ind. 15.6. og 22.6. (G og O). 3 ind. 27.6. og 2 ind. 28.6. Hevstenjåv'ri: 1 ind. lå og pusset seg ved land på Ø-siden av vatnet 28.6. 1 ind. på deltaomr. 29.6. Kuvatnet: en lom (sannsynligvis storlom) på vatnet 3.7.

Horndykker (*Podiceps auritus*). Har lenge vært kjent som hekkfugl på Helgelandskysten (Haftorn 1971). Observasjonen i Ytre Vasja 19.6. passer godt inn i bildet av artens utbredelse. De to obs. ind. var i full praktdrakt og fortsatte innover fjorden nær land.

Skarv (*Phalacrocorax sp.*). Erling Maartmann observerte 1 ind. ved Muskholmen 6.5.1979. Trolig streifindivid med egentlig oppholdssted lenger vest.

Stokkand (*Anas platyrhynchos*). Opptrer fåtallig og få obs. foreligger. 3 hanner sett lande på vatn 568 den 21.6. Ble heller ikke obs. i Kobbelv (Bevanger 1978).

Krikkand (*Anas crecca*). Vanlig art som opptrer mer eller mindre spredt i egnede lokaliteter. Hellemobotn: 1 ind. obs. Hellemobotnvatnet 7.6. 7 ind. obs. 8.6. ved elveoset på Peta, og 9.6. ble 8 ind. obs. samme sted. 9.6. ble 3 hanner obs. ved elva mellom turistbrua og Hellemobotnvatnet. En hunn fløy opp ved trerot ved elvebredden. 11.6. ble 13-14 små gressender (sannsynligvis krikkender) obs. langs fjæra mellom Peta og bebyggelsen. Samme dag ble 14-15 ind. sett kretse over Hellemobotnvatnet. Huitagjåv'ri: 1 hann ble 14.6. obs. i en dam nederst i Hestdalen, og 15.6. ble et par sett i en dam like øst for vatnet.

Ærfugl (*Somateria molissima*). Enkelte spredte par hekker sannsynligvis i Hellemofjorden. 2 ind. obs. mellom Musken og Ytre Vasja og på Muskholmen. 28.6. ble 2 hunner sett over Huitagjåv'ri.

Svartand (*Melanitta nigra*). Haftorn (1971) påpeker at det de senere år er observert "påfallende få" svartender i Nord-Norge. I Hellemoområdet må en imidlertid kunne si at arten er blant de vanligste og mest stabile forekommende andefugler, særlig i de høyereliggende, indre deler. Huitagjáv'ri: Par obs. den 13. og 14.6. S. for Ø-enden i liten dam. 2 par obs. (A.G. & Ø.O.) den 22.6. i et lite tjern like N for vatnet. 29.6. ble det i V-enden funnet reir med 6 egg. Biegkerdjáv'ri: 1 par obs. 14.6. Gieltajáv'ri: 1 par obs. 14.5. Draugelva: 2 hanner og 1 hunn obs. den 29.6.

Havelle (*Clangula hyemalis*). Blant endene er havella den vanligste. Særlig i områdene ved Huitagjáv'ri ble den stadig observert, men også ved Hevstenjáv'ri og i Rounasdalen (reirfunn). I begynnelsen av juni (6.), ble det også sett 2 par utenfor Peta, sannsynligvis fugler som lå å ventet på at de indre vatna skulle bli isfrie.

Kvinand (*Bucephala clangula*). Bare observert tidlig om våren, sannsynligvis fugler på trekk. 12 ind. utenfor Peta den 10.5.

Siland (*Mergus serrator*). Arten synes å være et regelmessig innslag i faunaen, men forekommer relativt spredt og fåtallig .

Hellemobotn: 3 ♀♀ og 2 ♂♂ utenfor Peta 10.5.

Hellemobotnvatnet: 1 par 10.6. Huitagjáv'ri: 2 ind. i Ø-enden 21.6. En hunn ble 29.6. obs. ved flere anledninger i samme området, likedan 30.6. ved SV-sida av vatnet. Kuvatnet: En hunn obs. 3.7.

Laksand (*Mergus merganser*). Laksanda er knyttet til de lavere-liggende, skogbevokste områdene og fra "Botnen" og Ytre Vasja foreligger flere observasjoner. Hellemobotn: 1 par i elveoset ved Peta 8.6. 1 hann samme sted 9.6. 11 ind. (stort sett par) i fjæra mellom Peta og bebyggelsen 11.6. Ytre Vasja: 13-14 ind. fløy ut fra bukta 17.6. 2 hanner og en hunn sett samme sted 19.6. 5 hanner og 4 hunner obs. svømmende utover fjorden ytterst i bukta 20.6. 3 par på land samt 3 hunner på vatnet ble samme dato sett innerst i bukta.

Havørn (*Haliaëtus albicilla*). Er i alt vesentlig knyttet til de ytre kystdistrikter og obs. fra Hellemofjorden er noe overraskende. Den 31.3.1979 ble to ind. iakttatt i lav flukt over Vaššagoppe da de fløy innover mot Rombodalen, 1 ad. og 1 juv. (E.M. og Ø.O.). Den 6.5.79 ble et ind. sett over Ytre Vasja, senere på dagen ble et ind. ("sannsynligvis havørn") sett i skaret mellom Rombodalen og Vaššagoppe (E.M.).

Spurvehauk (*Accipiter nisus*). I følge Haftorn (1971) hekker spurvehauken "visstnok mer tilfeldig" nord for Saltdalen. Reirfunnet i Hellemobotn er derfor av mer spesiell interesse. Det ble funnet 12.6. og hadde da 6 egg. Et røyteegg var knust og lå på reirkanten. Den 22.6. ble hunnen sett ved reiret med mat i nebbet. Varslet meget intenst, og gjorde stupangrep på observatøren. Begge observasjoner gjort under linjetaksering.

Fjellvåk (*Buteo lagopus*). På grunn av den store smånagerbestanden (jfr. side 67), var fjellvåken et vanlig faunainnslag sommeren 1978. En rekke enkeltobs. foreligger og reir ble funnet i Huitagjáv'ri-området, ved Hvstenjáv'ri og i Ytre/Indre Vasja - Musken - Rombodalen.

Kongeørn (*Aquila chrysaetos*). Er iaktatt flere steder i undersøkelsesområdet og sannsynlig hekkested er funnet. Nærmere opplysninger vil av sikkerhetsmessige grunner ikke bli gitt.

Jaktfalk (*Falco rusticolus*). Er iaktatt flere steder i undersøkelsesområdet og sannsynlige hekkesteder er funnet. Nærmere opplysninger vil av sikkerhetsmessige grunner ikke bli gitt.

Tårnfalk (*Falco tinnunculus*). Opptrer regelmessig på egnede lokaliteter som Hellemobotn og Vasjaområdet. Flere obs. av hekkeindikerende adferd.

Tjeld (*Haematopus ostralegus*). Flere obs. langs fjorden fra Vasja inn til "Botnen".

Lirype (*Lagopus lagopus*). Lirypebestanden var relativ stor da registreringene ble foretatt. Flere lirypereir ble funnet, nede i selve "Botnen" så vel som høyere oppe.

Fjellrype (*Lagopus mutus*). Tallrike obs. (samt reirfunn) fra de høyereliggende områdene rundt Huitagjáv'ri og Hevstenjáv'ri.

Sandlo (*Charadrius hiaticula*). Er særlig vanlig i området rundt Hevstenjáv'ri, men er ellers registrert i egnede habitater i hele undersøkelsesområdet. En sterk innlandspopulasjon i Nord-Norge stemmer også med Haftorns (1971) konklusjoner.

Boltit (*Eudromias morinellus*). Svært få obs. foreligger. 1 par obs. den 23.6. ca. 1 km SV for Rombobotnvatnet (Ø.O. & A.G.). Den 26.5.1979 ble et ind. hørt på N-sida av Huitagjáv'ri (E.M.).

Temmincksnipe (*Calidris temminckii*). Stort sett obs. på tilsvarende lokaliteter som sandlo, særlig på de høyereliggende, indre områdene.

Brushane (*Philomachus pugnax*). Artens utbredelse i Nordland

og Troms er mangelfullt kjent (Haftorn 1971) og følgende enkeltobs. nevnes derfor: Huitagjáv'ri: To hunner obs. den 15.6. i flukt mellom Huitagjáv'ri og Biegkerdjáv'ri. Hevstenjáv'ri: En hann med rester av praktdrakt ved N-enden av vatnet. Rounasdalen: Hunn med hekkeadferd i myrområdene like N for Steintoppen.

Rugde (*Scolopax rusticola*). Relativt få obs. men området byr heller ikke på typiske rugdehabitater.

Hellembotn: Et ind. på "trekk" ved nederste brua over Njallajåkka 11.6. 1 ind. obs. under linjetaks. på "Moen" 27.6. Ytre Vasja: Et ind. på "trekk" 19.6. ved nederste NVE-brakka.

Tyvjo (*Stercorarius parasiticus*). Den 10.6. ble en tyvjo obs. da den tok en rødstilk ved Peta.

Fjelljo (*Stercorarius longicaudus*). Det ble gjort en rekke obs. av fjelljo noe som må sees i sammenheng med den store smånagerbestanden i området (jfr. s. 67). De høyereliggende, indre områdene er dessuten velegnede habitater for arten. Det ble gjort flere reirfunn.

Hettemåke (*Larus ridibundus*). Den 8.6. ble et ind. obs. i elveoset ved Peta. På grunnlag av de utførte registreringene er det ikke mulig å si om arten har etablert seg som hekkefugl i området.

Sildemåke (*Larus fuscus*). Tre ind. obs. den 9.6. i elveoset ved Peta.

Gråmåke (*Larus argentatus*). Den 8.6. ble 6 ad. og 8 juv. sett i elveoset ved Peta, og samme dag ble 3 ind. sett ved kaia. Ett ind. sett i fjæra i Ytre Vasja 20.6.

Svartbak (*Larus marinus*). Hellembotn: 1 ad. i elveoset ved Peta 8.6. Ytre Vasja: 1 ad. ved sjøen 18.6. 1 ad. i flukt over bukta 19.6. 1 ad. i fjæra 20.6.

Makrellterne (*Sterna hirundo*) og Rødnebbterne (*Sterna paradisaea*). Makrellterna er den av de to artene som forekommer i størst antall, mest markant er dette i selve Hellembotn. I "Botnen" er det Hellembotnvatnet som er den primære hekkelokaliteten. Her finnes 9 holmer med ternereir, hvorav 8 var besatt med makrellterne og én med rødnebbterne. Den største holmen hadde 7 reir mens de andre hadde 1-2. Den totale ternebestanden anslås til mellom 20-25 par. Huitagjáv'ri er den store hekkelokaliteten for terner i området. Minimumbestanden anslås til å ligge på 15-20 par med noe mer lik fordeling mellom de to artene.

Teiste (*Cepphus grylle*). Hellembotn: 3 ind. obs. utenfor Peta 6.6. Ytre Vasja: 1 dykkende ind. utenfor elvemunningen 20.6.

Snøugle (*Nyctea scandiaca*). På grunn av den store smånagerbestanden hadde også denne arten gunstige hekkebetingelser i deler av Nord-Norge i 1978. De første obs. ble gjort så sent som 4. juli. Nærmere detaljer om sted vil ikke bli gitt av sikkerhetsmessige grunner. Adferden var hekkeindikerende (varsling og truselpositur hos hannen). Ut over sommeren og høsten kom det en rekke meldinger fra fotturister (og ferskvannsbioologer som arbeidet i området) om observerte snøugler. Den siste obs. ble gjort 28.3.1979 (E.M & Ø.O.).

Perleugle (*Aegolius funereus*). 1978 var høyst sannsynlig et bra "yngleår" for perleugla. Minst ett par hadde tilhold i Hellemobotn.

Tårnsvale (*Apus apus*). Tidligere ikke obs. i de nordlige deler av Nordland fylke (Haftorn 1971). To ind. obs. i flukt mellom Hevstenjáv'ri og Canyon den 11.6.

Flaggspett (*Dendrocopos major*). I ospeholdet mellom Hellemobotnvatnet og furuskogen ble det 8.6. hørt flaggspettvarsling. Det er tidligere bare beskrevet ett rugefunn fra Nordland og de andre observasjonene som foreligger er i de fleste tilfeller gjort utenfor hekketiden (Haftorn 1971).

Tretåspett (*Picoides tridactylus*). En hann obs. i bjørkeskogen på østsida av Vaššagoppe den 6.5.1979 (E.M.). Senere på dagen ble en spett "sannsynligvis også tretåspett" obs. på vest-sida. Spettene har lav oppdagbarhet etter at "trommeperioden" er over og manglende observasjoner under det ordinære feltarbeidet i 1978 må sees i lys av dette.

Taksvale (*Delichon urbica*). Er iflg. Haftorn (1971) tidligere ikke observert hekkende i de nordlige deler av Nordland. Den 15.6. ble to ind. obs. ovenfor Sørelva hvor stien til Huitagjáv'ri går. "De fløy ut og inn fra bergkløfta hvor stien går opp" (R.H.).

Såerle (*Motacilla flava*). Ett ind. obs. ved Kjerristjern 1.7.

Varsler (*Lanius excubitor*). 4 ind. (2 ad. og 2 utfløyne unger) obs. like V for Korsevatnet 25.6. 4 ind. obs. 22.6. i samme området (A.G. & Ø.O.).

Gjerdesmett (*Troglodytes troglodytes*). Under linjetakseringer på "Moen" 12.6. ble det totalt obs. 2 syngende ind. Ett ind. ble obs. i canyonomr. den 6.7. Iflg. Haftorn (1971) ligger området NØ for artens ordinære utbredelsesområde, men han sier at arten "har i Nord-Norge tydelig ekspandert siden slutten av forrige århundre".

Gulsanger (*Hippolais icterina*). Arten var tydelig territoriell i et av takseringsfeltene i "Botnen" (H-1, jfr. tab. 3). I følge Haftorn (1971) er det tidligere bare gjort én obs. lenger nord i Norge (Lavangen i Troms, 1948).

Munk (*Sylvia atricapilla*). I takseringsfelt H-2 i Hellemobotn (jfr. tab. 3), var arten territoriell. I flg. Haftorn (1971) er dette sannsynligvis den nordligste hekkeindikasjon for arten.

Møller (*Sylvia curruca*). Under linjeplatetaksering ved Huitagjáv'ri ble en syngende hann obs. på feltet den 28.6. Dette er iflg. Haftorn den nordligste obs. av møller i Norge og det foreligger tidligere bare én obs. nord for Trøndelag (Mosjøen 1934).

Lappmeis (*Parus cinctus lapponicus*). Under taksering av linjeplatetakseringsfelt H-2 den 8.6., ble et syngende ind. obs. Det er tidligere bare gjort to obs. av lappmeis i Nordland (Haftorn 1971).

Trekryper (*Certhia familiaris*). Under linjeplatetaksering på H-1 ble det den 9.6. obs. min. 4 ind. i en flokk. I følge Haftorn (1971) er det tidligere bare gjort spredte og få obs. av arten i de nordlige deler av Nordland og videre nordover.

Diskusjon

Helleloområdet representerer en landskapsmosaikk med et vidt spekter naturtyper som bidrar til et relativt rikt og variert fugleliv. Som det går fram av den avisososiologiske gjennomgåelsen (side 36 til 55), er alle norske fuglesamfunn på ordensnivå representert. Et vesentlig spørsmål er hvordan et slikt materiale kan benyttes til ornitologiske og økologiske vurderinger av enkeltområder innen vassdraget eller eventuelt til å si noe om verdien av systemet sett under ett.

En avifaunistisk samfunnsklassifisering er et hjelpemiddel, bl.a. i arbeidet med å gjøre fuglefaunaen mer oversiktlig og enklere å arbeide med, i forbindelse med ressursdisponering og arealprioritering. Ut fra et økologisk synspunkt er det dessuten nødvendig å operere med dyresamfunn og naturtyper. Ved å definere og standardisere bestemte avisososiologiske enheter, konstrueres et teoretisk og ideelt "sammenligningsgrunnlag". Dette grunnlaget er nyttig og nødvendig når faunaen i et registreringsområde skal betraktes i en større sammenheng og verdigraderes.

Rent konkret kan dette anskueliggjøres ved å betrakte det relativt enkle Heisamfunnet (*Anthus* Bevanger 1977) (jfr. s. 36).

Teoretisk består dette av følgende arter:

Fjellvåk, kongeørn, jaktfalk, fjellrype, boltit, heilo, snøugle, fjellerke, heipiplerke, steinskvett, lappspurv og snøspurv.

Da Helleloområdet ligger innen artens utbredelsesområde, vil det teoretiske og "komplette" samfunnet være representert ved disse 13 artene. Alle, unntatt fjellerke og lappspurv, ble observert under registreringsarbeidet, dvs. ca. 85%. Undersøkellesperioden tatt i betraktning (én sesong), er dette et meget høyt tall. Ytterligere registreringer ville sannsynligvis komplettere samfunnet. Med andre ord er dette et område hvor heisamfunnet er meget godt "utviklet". Ved å bevare et bestemt utsnitt av dette fjellterrenget, vil det være mulig å bevare mellom 85 og 100% av de fugleartene som pr. definisjon tilhører denne avisososiologiske enheten.

I dette ligger også muligheten for mer konkrete verne vurderinger. Hvis f.eks. problemstillingen går ut på å finne hvilke(t) område(r) i et vassdragsystem som i størst mulig utstrekning tar vare på artene i en avisososiologisk enhet, ligger et mulig svar i registreringer med sikte på komparative analyser av artsinventaret i de aktuelle habitater. Et område hvor 85% av "standardsamfunnet" er registrert, vil i mange tilfelle være viktigere å bevare enn et hvor 35% av artene finnes, selv om dette,

av andre årsaker, kan være av verdi.

Store arealer av nedslagsfeltet i et vassdrag vil på denne måten kunne underkastes en ornitologisk verdigruppering. Nøkkelbiotopene (jfr. s. 35) vil imidlertid ikke alltid kunne plasseres i et avisosiologisk klassifiseringssystem og defineres ut fra dette på grunn av sin komplekse sammensetning. Dette gjelder i særlig grad heterogene våtmarkssystemer som i praksis ofte er en mosaikk der elementer fra en rekke definerte samfunnstyper inngår. Forekomsten av slike nøkkelbiotoper innen et vassdrag må derfor behandles separat. Disse lokalitetene er i seg selv ofte av en slik unik karakter at en sammenligning og prioritering i de fleste tilfelle er nokså meningsløs. En verdigradering kan eventuelt tenkes utført gjennom en verdibedømmelse av de enkelte arter slik Folkestad og Suul (1978) har foreslått. I praksis synes imidlertid denne fremgangsmåten så komplisert at anvendbarheten nødvendigvis må bli av svært begrenset karakter.

For å kunne gi en enkel fremstilling av disse data, er botanikernes naturtypekart til stor hjelp. Ut fra disse vil det være mulig å få et bilde av nedslagsfeltets heterogene (homogene) karakter, hvor stor prosent dekkes av fjellbjørkeskog eller dyrkamark, osv. Naturtypekartlegging i forbindelse med konsesjonsundersøkelser bør foretas i stor målestokk (1 : 20 000 - 1 : 50 000) og vil følgelig danne et ypperlig grunnlag for "avifaunistiske naturtypekart". Avhengig av målestokken, vil det være mulig å kartfeste de avisosiologiske enhetene på forskjellige samfunnsnivå. Inntegning av spesielle ornitologiske kvaliteter i tillegg, ville derved gi et naturtypekart med både samfunnsdominans og nøkkelbiotoper.

FANGST AV SMÅGNAGERE OG OBSERVASJONER AV ANDRE PATTEDYR, KRYPDYR OG AMFIBIER

I tilknytning til linjeplatetakseringsfeltene for fugl ble det fanget smågnagere (jfr. tabell 6). Fangstområdene er kalt F-1, F-2, F-3, F-4 og F-5, og korresponderer altså med feltene H-1, H-2, H-3, H-4 og H-5 i tabell 1.

Det ble benyttet "Rapp" klappfeller, som ble plassert med ca. 5 m mellomrom på en linje. Hver fellerekke hadde 100 feller, og som åtte ble benyttet IBP-veke (jfr. Fagerhaug og Bevanger 1975). Fellene ble plassert i musegang eller annet sted hvor mus ble antatt å holde til. Hver fellerekke sto i 48 timer og ble i løpet av denne perioden tømt to ganger (etter 24 og 48 timer). På F-1 ble en rekke satt ut igjen 5.-6.7. (jfr. tabell), dvs.; 24 timer.

Som det går fram av tabell 6, var det i begynnelsen av juni en voldsom tetthet av smågnagere i de optimale områdene i selve Hellemobotn. Det synes å være en klar tendens til nedgang i bestanden utover sommeren. Fangstene i Ytre Vasja (F-4) og ved Hevstenjáv'ri (F-5), er påtakelig mindre enn i de andre områdene, og det er rimelig at tettheten var større i disse områdene tidligere på våren. Fangsten i juli i furuskogen (F-1), dvs. én måned etter første fangstperiode, viser en halvering av bestanden.

Gråsidemus, *Clethrionomys rufocanus*, dominerer overlegent i fangstene, mens bestanden av lemen sannsynligvis var større enn hva en kan få inntrykk av etter tabell 6. Dette henger bl.a. sammen med fangbarheten (jfr. Fagerhaug og Bevanger 1975).

Av andre småpattedyr ble vanlig spissmus, *Sorex araneus*, fanget på F-1.

Smågnagerbestanden i Hellemoområdet representerte i 1978 et meget stort næringspotensial for en rekke fugler og større pattedyr. Spesielt kan nevnes de mange observasjonene av fjelljo og snøugle. I tillegg kan følgende enkeltobservasjoner nevnes:

11.5.: Rødrev og hare ved Hellemobotnvatnet.

19.6.: Elgku med to kalver på Vaššagoppe.

29.6.: Tamrein (sannsynligvis svenskrein), 13 ind., i Hevnefjell.

3.7.: Røyskatt og rødrev ved Kuvatnet.

31.3.: Mårspor to steder i bjørkelia øst av Vaššagoppe (E.M.).

I begynnelsen av juli var det ferske elgspor i Hellemobotn. I flg. Peder Mikkelsen holder det til elg i området også vinters tid.

Tabell 6. Smågnagere fanget i 5 ulike habitater i Hellemoområdet

Fangst- sted	Fangst- periode	Art.:			Totalt	Antall felleddøgn	Indeks (ind./100 felleddøgn)
		Gråsidemus	Lemen	Klatremus			
		Antall ind. fanget					
F - 1	8.-10.6.	102	6	-	108	200	54,0
	5.- 6.7.	18	1	6	25	100	25,0
F - 2	10.-12.6.	35	6	4	47	200	23,5
F - 3	18.-20.6.	22	8	-	32	185	17,3
F - 4	27.-29.6.	4	-	-	4	200	2,0
F - 5	30.6.-2.7.	3	3	-	6	196	3,1

BIOLOGISKE KONSEKVENSER AV KRAFTUTBYGGING

Generelt

Generelt kan sies at det er gjort mer med hensyn til ferskvannsbiologi på området enn innen terrestriske og marine disipliner, selv om det også her er mye ugjort. Dels kan dette skyldes at konsekvensene i de terrestriske og marine miljøene ikke er så konkrete, dels at inngrepene indirekte berører så store arealer at det kreves meget store ressurser for å få kartlagt eventuelle konsekvenser. I særlig grad gjelder dette studier av langtidseffekter. Umiddelbare korttids- eller demningseffekter, som de gjerne kalles, kjenner vi noe til. Når det gjelder ornitologiske studier står undersøkelsene i Nedalen sentralt (Moksnes 1973), Moksnes og Ringen (1978). Systematiske langtidsstudier mangler imidlertid, og her ligger store oppgaver og venter. I løpet av 80-årene vil sannsynligvis de fleste av våre gjenværende vassdrag av noen størrelse bli berørt av en eller annen form for regulering, så det haster. De registreringsoppgavene som bl.a. NVE gir institusjoner og enkeltpersoner i forbindelse med konsekusjonssøking, vil aldri gi tilfredsstillende svar på de spørsmål vi stiller angående innvirkning på f.eks. fuglelivet. Men så lenge det ikke er noen ansvarlig institusjon som tar initiativ til noe annet, er det meget vanskelig å komme med berettiget kritikk.

Tabell 7 viser en oversikt over de viktigste naturinngrep ved vannkraftutbygging og konsekvenser for det fysisk/kjemiske miljø.

Grovt sett er stoffet i det følgende disponert slik:

1. Konsekvenser i limniske miljø
2. Konsekvenser i marine miljø
3. Konsekvenser i terrestriske miljø

Det må understrekes at oppdelingen på mange måter er kunstig og vesentlig foretatt ut fra praktiske hensyn.

Limniske miljø

Å forutsi de ferskvannsbiologiske virkningene av kraftutbyggingsinngrep er også meget vanskelig, noe som skyldes at det relativt sett er utført få undersøkelser i regulerte vassdrag, men også at naturforholdene er så forskjellige at erfaringer fra ett sted ikke uten videre

Tabell 7. Vanlige naturinngrep/konsekvenser i forbindelse vannkraftutbygging.

I N N G R E P

F Y S I S K / K J E M I S K E K O N S E K V E N S E R

1. Etablering av kunstige magasin (demnings- og takrenneprosjekter)
 - 1.1. "Dalmagasin"
 - 1.2. Elvemagasin
2. Utnytting av eksisterende magasin
 - 2.1. Demming over normal vannstand
 - 2.2. Tapping under normal vannstand
 - 2.3. Kombinasjon demming/tapping u.n.v.
3. Forandring av naturlig vannføring i tilløps- og avrenningselver
 - 3.1. Tørrlegging av elver/bekker
 - 3.2. Redusert vannføring
 - 3.3. Øket vannføring
4. Bygging av anleggsveier
5. Dambygg
6. Etablering av steintipper/fyllinger/masseuttak
7. Kraftlinjer
8. Rørgater

- Neddemming (dvs. innskrumping av terrestriske miljø)
- Forsumping/uttørring
- Klimaendringer
- Grunnvannsendringer
- Forurensing (også termisk)
- Errosjonsskader (jordskred, isdemming med påfølgende oversvømmelse, isskuring og tilslamming)
- Sandflukt
- Mekanisk destruksjon av littoralsonen (frostsprengning, utvasking, isskuring - også i sjøen pga. økt ferskvannstilførsel om vinteren med påfølgende tilfrysing)
- Generelle miljøforandringer/forringelser (støy i anleggsperioden, åpning for alminnelig ferdsel, hyttebygging, økt stress/slitasje osv.)

kan overføres til et annet. I hovedtrekk er imidlertid en del forhold klarlagt (Koksvik 1979):

"I magasin med reguleringshøyde større enn 4-5 m skjer det meget omfattende forandringer med faunaen, både i kvalitativ og kvantitativ henseende.

Dette gjelder særlig reguleringssonen (bunnarealet mellom fullt og nedtappet magasin) som normalt blir utsatt for tørrlegging og frysing ved senkning utover vinteren, samt stadig utvasking ved bølgeslagsvirkning på forskjellig vannstand i sommerhalvåret.

Det best undersøkte tilfellet i Skandinavia er Blåsjön i Nord-Sverige (Grimås 1961 og 1962). Der ble biomassen av bunndyr redusert med 70-80% i littoralsonen. Av de undersøkte bunndyrgruppene forsvant 92 av 124 arter, de fleste viktige næringsdyr for fisk (jfr. fig.34)

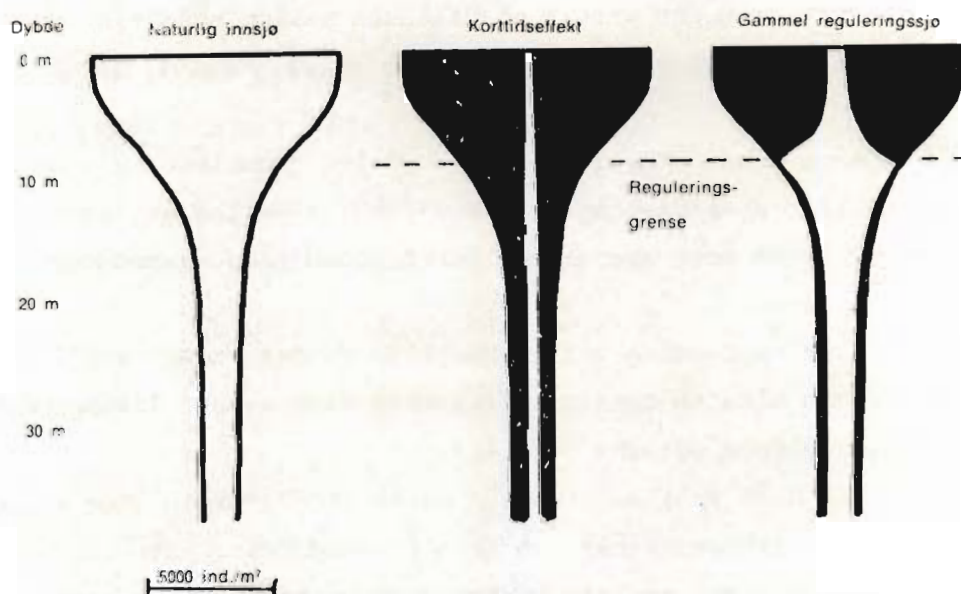


Fig. 34. Reguleringens virkning på bunnfaunaen i fjellsjøer. De svarte feltene representerer tap i kvantitet etter reguleringen. Etter Grimås (Kraft og Miljø, 1, 1972).

Av bunndyrgrupper som er aktuelle næringsdyr for fisk blir en i reguleringsmagasin vesentlig stående igjen med larver av fjærmygg (fig.35).

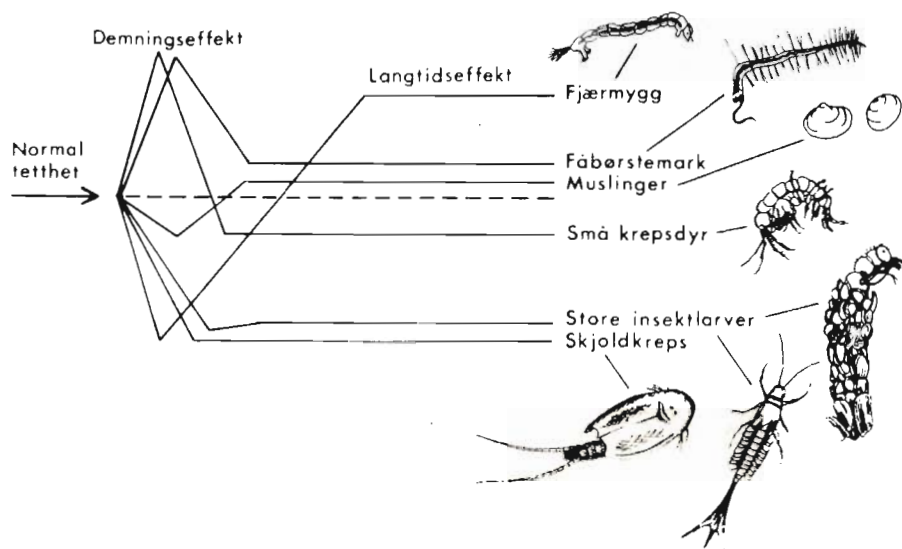


Fig. 35. Reguleringens effekt på balansen mellom noen viktige dyregrupper i en fjellsjø. Etter Grimås (Ottar, 92-93, 1976).

Disse synes å kunne utnytte det finfordelte organiske materialet som de dypere partier av magasinene tilføres ved utvasking av littoralsonen og blir etter hvert helt avgjørende for produksjonen av bunndyrspisende fisk som f. eks. ørret.

Ved oppdemming vil landarealer settes under vatn i magasinene. Dette gir den såkalte demningseffekten i form av økt fiskeproduksjon i en kortere periode (gjerne 5-10 år).

Årsaken er i begynnelsen at en mengde organismer kryper ut av jorda og blir fiskeføde når nye arealer neddemmes. Etter hvert vaskes det ut næringsalter som gir større produksjon av plante og dyreplankton. Dyreplankton er viktig føde for f. eks. røye.

Styrken og varigheten av denne effekten vil selvfølgelig avhenge av hva slags arealer som blir neddemt, både med hensyn til berggrunnsforhold, jordsmonn og vegetasjon.

En brukbar produksjon av dyreplankton synes å kunne opprettholdes lenge i reguleringsmagasinene, og vil således sammen med fjærmygg-larvene være avgjørende for fiskeproduksjonen.

Av ørret og røye, som ofte er de aktuelle fiskeslag i regulerte

sjøer, er det bare sistnevnte som normalt utnytter både bunndyr og plankton som føde. Reguleringsmagasinene vil derfor normalt kunne produsere mest røye (fig.36).



Fig. 36. Forenklet framstilling av produksjonsforhold og næringsopptak før og etter en regulering. Fisken forlater den utarmede strandsonen og lever for en vesentlig del av landinsekter og plankton. Svart: Aure. Hvitt: Røye. Etter Grimås (Kraft og Miljø, 1, 1972).

Når det gjelder virkninger på produksjonsforholdene i elver og bekker er det atskillig mer komplisert, og temaet er lite utforsket sammenliknet med sjøer. Virkningene vil måtte bli svært forskjellige ettersom inngrepene kan være alt fra total tørrlegging til neddemming.

Generelt kan en anta at redusert vannføring neppe medfører store artsforskyvninger, men at produksjonen nedsettes i forhold til arealer som tørrlegges.

Elvestrekninger nedenfor kraftstasjonene i regulerte vassdrag kan få økt bunndyrproduksjon som følge av flomtoppene, og dermed utspylingen av organismer og næringsemner, avtar i sommerhalvåret, samtidig som vintervannføringen øker og gir større produksjonsarealer.

En regulering som gir store variasjoner i vannføring ved at kraftstasjonene periodevis ikke er i drift, vil selvfølgelig virke meget uheldig på bunndyrproduksjonen og derved også på fiskeproduksjonen".

Det skjer også andre ting som f.eks. forandringer i artsbalanse (dvs. overføring av fremmede dyrearter) og ødeleggelse av gyteplasser gjennom overslammning og tilgroing på grunn av forandringer i vannføringen.

Når det så spesielt gjelder fuglefaunaen, er det klart at de forhold som er nevnt i det foregående nødvendigvis må få konsekvenser for denne i og med at det direkte berører næringsgrunnlaget hos mange arter, og spesielt rammes såkalte vannfugl (vadere, svaner, ender, gjess m.fl.). Det lille vi i dag vet skyldes bl.a. de undersøkelsene som har vært gjort i Nedalen (Moksnes (1973) og Moksnes og Ringen 1978). Arbeidet her oppe startet i 1967 og pågikk før, under og etter oppdemmingen. I 1970 begynte man å fylle magasinet og de kvantitative registreringene ble avsluttet i 1974. Amanuensis Arne Moksnes som har stått ansvarlig for arbeidet, har imidlertid på eget initiativ foretatt ordinære linjetakseringer i magasinets nærområder også i de etterfølgende årene, hvilket han også vil gjøre i de kommende år, om enn i mindre omfang enn tidligere (Moksnes pers. medd.) Forhåpentligvis kan vi vente oss mer derfra.

Fig. 37 er hentet fra Moksnes og Ringen (1978).

Som det går fram gikk antall observasjoner av ender enormt opp de 1-2 første årene etter oppdemmingen, med andre ord en markert demmings-effekt slik en kjenner for fiskens vedkommende. Både fisk og fugl nyter godt av den økte næringstilgangen som skyldes organismer som kryper ut av jorda når arealene demmes ned. Utvaskingen av næringsstoffer fra jorda medfører dessuten større produksjon av dyre- og planteplankton i vatnet. Skulle en slik oppblomstring imidlertid ha holdt seg, måtte den nye vannstanden blitt stabil, hvilket aldri skjer i et reguleringsmagasin.

At demmingseffekten også gir utslag på fuglelivet, er forsåvidt konstatert tidligere. Hagen (1961) skriver om "Biotopforbedring ved Stortjernet i Åmot". Ved å demme opp dette skogtjernet økte antall fuglearter fra 6 til 20. Vadefugler som skogsnipe, grønnstilk, strandsnipe, vipe og storspove dukket opp. Likedan horndykker og hegre. Men tydeligst også her var utslaget for endene. Spesielt nevnes oppgang for stokkand, krikkand, bergand og kvinand.

Resultatene fra Nedalen bygger primært på materiale innsamlet i hekkeperioden. John W. Jensen, som har hatt ansvaret for de fiskeri-biologiske undersøkelsene i Nesjøen, forteller at det høsten 1970 var store flokker med ender som holdt til i de buktene og vikene som etter hvert ble dannet når vannet steg. Moksnes og Ringens (1978) resultater viser ikke bare sterk individøkning for de arter som fra før var kjent i

området, men også en økning i antall arter. F.eks. dukket havelle, sjøorre og siland opp. På samme måte som i Stortjernet i Åmot økte også antall vadefuglarter etter oppdemmingen.

Tabell 8 viser hva som skjedde på et av myrområdene ved Nesjøen. Nye arter som brushane, myrsnipe, temmincksnipe, svømmesnipe og sandlo dukket opp. Oppdemminga har med andre ord skapt nye midlertidige næringsrike gruntvannsarealer og våtmarksområder, særlig attraktive for ender og vadere.

Som nevnt tidligere utgjør fjærmygg en meget viktig del av næringsdyrene i ferskvann. Under oppdemmingen, og like etter denne, var det ved Nesjøen en rekke smådammer langs strandlinjen som produserte utrolige mengder fjærmygg og dette er sikkert en del av forklaringen på oppgangen i vannfuglbestanden. M.h.t. fjærmygg må nevnes at det i uregulerte vann vanligvis finnes en rekke arter, med larver som klekkes til ulike tider i løpet av sommerhalvåret, hvilket representerer et nærings-tilbud over en lengre periode, både for fugl og fisk. Reguleringsmagasinet kjennetegnes gjerne ved at én art dominerer (Koksvik pers. medd.): Da disse dyrene er spesialister som setter strenge krav til sitt miljø, vil en rekke forhold være avgjørende for hvilken art en vil finne i et magasin, men poenget er at med én art vil vi bare få en kort klekkeperiode, og med andre ord et meget begrenset næringstilbud. Uten å gå inn på de forskjellige fuglearters næringskrav, kan generelt sies at våre vannfuglarter er relativt euryfage og i stand til å nyttiggjøre seg et vidt spekter næringsemner og i det ligger jo en viss tilpasningsdyktighet.

Det er også observert relativt mye storlom i Nesjøen om høsten, noe som vel heller ikke er så merkelig når vi ser på den enorme fiskeproduksjonen som har vært der etter oppdemmingen (Jensen pers. medd.). Forøvrig kan nok dette være en art som på litt lengere sikt kan få ødelagt eksistensgrunnlaget. Selve reiret kan sikkert oversvømmes hvis det om våren blir anlagt ved bredden av et nedtappet magasin, men verre er kanskje nedgangen i fisket når demmingseffekten er over. Både storlom og smålom, ender og vadefugl kan bli berørt av varierende vannstand. Når vannet stiger utover sommeren er det opplagt at reir anlagt for langt nede oversvømmes.

Hva skjer så i årene etter oppblomstringen? Demmingseffekten varer fra 5-10 år, alt etter forholdene. De frigjorte næringssaltene brukes etter hvert opp, utvaskes eller bindes til bunnslammet. Vannstands-

variasjonen fører til utvasking av de finere materialene i strandsonen og såvel bunnvegetasjon som næringsdyr i strandsonen vil bli utsatt for mekanisk destruksjon og frost. Resultatet er sterile strender av blokkmark, mindre steiner eller grus.

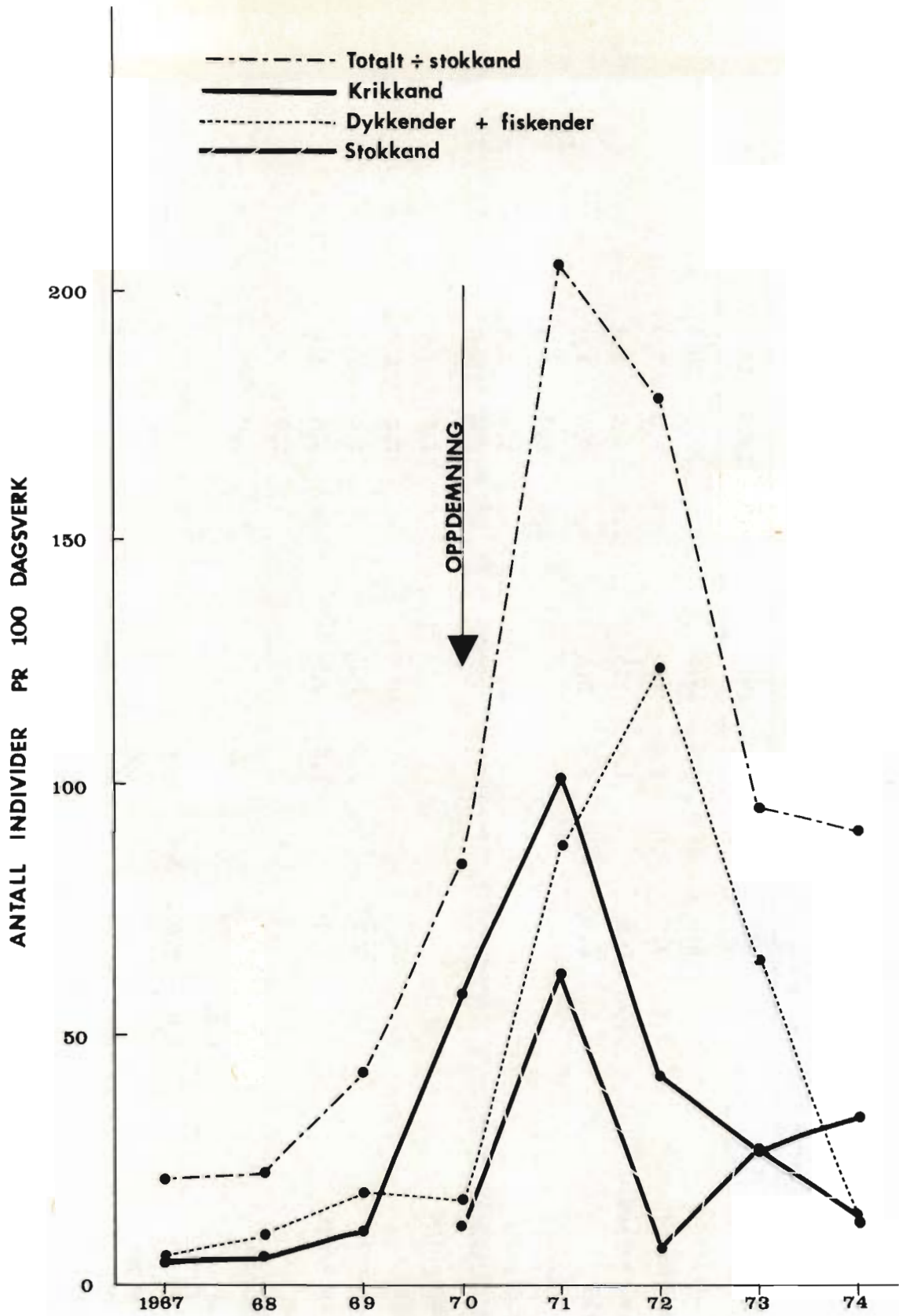
Hovedregelen er at produksjonsforholdene stabiliseres på et nivå som ligger under det man hadde før reguleringen.

Sommeren 1978 foretok jeg faunaregistreringer for NVE ved Aursjøen i Lesja (Baadsvik og Bevanger 1978). Dette magasinet er ca. 25 år gammelt. I begynnelsen av juni var vannstanden meget lav, bl.a. dukket enkelte setervoller og vierkratt fram.

Lengst nede fantes mindre flekker med torv som ennå ikke var erodert bort og i enkelte fordypninger var det relativt tykke slamlag. Naturlig nok var det dårlig med næringsdyr, men like fullt ble temmincksniper observert. De virket noe "frustrerte" der de sprang og rotet i og langs de mindre vandammene som fantes. Det ble også utført fluktspill, hvilket skulle tyde på hekking. Arne Moksnes (pers.medd.) har de siste årene opplevd det samme ved Nesjøen. Han har også konstatert hekking mellom gamle vierkratt. Når fyllingen begynner utpå forsommeren blir selvsagt reir og egg oversvømt, så hekkesuksessen kan det nok være så som så med. Men det er interessant å registrere at så gamle magasin som Aursjøen fremdeles har temmincksnipe. Forklaringen ligger sannsynligvis i at de brunsvarte flatene som er synlig i de nedtappede magasinene tidlig på våren, virker tiltrekkende på fugler som måtte trekke over området. Selvsagt kan det også tenkes at hekkingen lykkes enkelte år med sein fylling.

En annen art som også er vanlig både i Aursjøen og Nesjøen, er sandlo. Arten kan sikkert på samme måten som temmincksnipa, bli tiltrukket av sandbanker og store grusstrender i magasinene. Sannsynligvis ligger sandlo eggene jevnt over høyere opp i littoralsonen og kan derfor ha større sjanse til å få ut yngene før magasinet fylles. Både temmincksnipe og sandlo må kunne nærmest betraktes som karakterarter for reguleringsmagasin, men hvorvidt de vil være tilstede eller ikke, er selvsagt i stor grad avhengig av magasinets topografi.

Fuglelivet ved Aursjøen er forøvrig nokså fattig. Aursjømagasinet er stort, hele 36,7 km² når det er fullt. Av ender ble det i løpet av en ukes tid observert 3 krikkender (hanner), 2 bergandpar og 1 havellepar. Foruten sandlo og temmincksnipe fantes heilo, vipe, rødstilk, grønnstilk, gluttsnipe og svømmesnipe, men så å si alle disse ble observert på et relativt begrenset, men rikt myrområde, like ved magasinet.



Antall dagsverk	188	188	146	158	157	95	133	118
Antall arter ender	7	8	8	10	11	8	7	8

Fig. 37. Utviklingen i andefuglbestanden ved oppdemningen av Nesjøen. Bestandens størrelse er uttrykt som antall individer observert pr. 100 dagsverk under undersøkelsene i Nedalsområdet. Etter Moksnes og Ringen (1978).

Tabell 8. Antall territorier i et 0,33 km² (300 x 1100 m) stort felt på myrområdene ved Nesjøen like øst for Geitbekken. Fyllingen av Nesjøen begynte våren 1970 Etter Moksnes og Ringen (1978).

	1967	1968	1969	1970	1971	1972	1973	1974
Heipiplerke	24,5	15,0	16,0	16,0	13,5	23,5	20,0	20,5
Lappspurv	2,5	3,0	2,0	1,5	1,0	2,5	7,0	7,0
Enkeltbekkasin	1,0	0,5		1,0	1,5	2,5	3,5	5,0
Heilo	4,0	4,5	4,0	3,5	5,0	3,5	5,0	4,0
Brushane						2,0	1,0	2,5
Myrsnipe							1,0	2,0
Temmincksnipe							1,0	2,0
Svømmesnipe							2,0	2,0
Sandlo							1,0	1,0
Grønnstilk		0,5		1,0	1,0	2,0	1,0	1,0
Steinskvett		2,0		1,0	2,0	1,0	0,5	1,0
Gjøøk							1,0	
Blåstrupe							1,0	
Lerke	1,0							
Lirype	1,0	1,0	0,5	0,5				
Løvsanger			0,5	1,0				
Totalt	34,0	26,5	23,0	25,5	24,0	37,0	45,0	48,0
Antall arter	6	7	5	8	6	7	13	11

Hvis den planlagte tilleggsreguleringen finner sted, vil også denne myra havne under vann og hva som da blir igjen er vanskelig å si, men sannsynligvis vil både rødstilken, grønnstilken og svømmesnipa gå ut.

Tendensen i dette bilde skulle være klar. Et spørsmål som reiser seg er om vi kan gjøre noe for å minske skadene på fuglelivet. Når det bygges kraftverk snakkes det mye om de ferskvannsbioologiske konsekvensene, om utsetting av yngel, nye næringsdyr, bygging av lakse-trapper osv. Problemene angående fuglefaunaen blir sjelden tillagt samme vekt. I USA er det gjort forsøk på å avhjelpe skader og spesielt kan nevnes såkalt smådambygging.



Fig. 38. Sekundær-dammer ved nedtappet magasin. Ender ruger gjerne på små øyer. Etter Munthe-Kaas Lund (1961).

Ved noen anlegg kan slike sekundærdamner lages ved å bygge enkle smådemninger ved tilløpene til hovedmagasinet. Slike smådamner vil i stor utstrekning ha konstant vannstand, være grunnere og derved ha større organisk produksjon enn selve magasinet. I enkelte tilfeller kan dette være en løsning, også i Norge, men stort sett står vi hjelpeløse (jfr. fig. 38).

Av andre hjelpeprosjekter kan Terskelprosjektet (Mellequist 1975) nevnes. Det er imidlertid foreløpig begrensede resultater som kan vises til i ornitologisk sammenheng (jfr. Råd og Angell-Jacobsen 1975 og Michaelsen og Ree 1975).

Marine miljø

Når det gjelder vannkraftutbygging og eventuelle skadevirkninger på det marine miljø, er dette for såvidt et gammelt stridsspørsmål blant fagfolk. I dag er imidlertid problematikken tatt opp til ny diskusjon og det er også satt igang forskningsprosjekter som nettop har for øye å belyse dette forholdet nærmere. Skreslett ved Distriktshøgskolen i Bodø, er vel kanskje den som sterkest har betont at vannkraftutbyggingen vil måtte få negative konsekvenser for livet i havet. Han begrunner sitt syn bl.a. ved å peke på kyststrømmenes betydning for fiskelarvene og det faktum at disse kyststrømmene består av en vesentlig del ferskvann, særlig om sommeren (Skreslett pers. medd.). Hvis primærproduksjonen i disse kyststrømmene blir forstyrret om sommeren ved at ferskvannstilførselen blir skrudd av, slik det skjer ved vannkraftutbygging, vil dette kunne forplante seg oppover til høyere trofiske nivå og også kunne ramme fuglelivet som utvilsomt er en meget viktig, men lite påaktet del i det marine økosystem. De fleste marinbiologer definerer sitt arbeidsområde til bare å gjelde livet under havoverflaten hvilket må være galt hvis man ønsker å betrakte havet som system. Sjøfuglene burde i langt større grad enn de er, benyttes som sensorer på hva som skjer under overflaten.

Ut fra det faktum at vassdragsregulering oftest snur det naturlige system på hodet, synes det å være innlysende at det her kan skje ting som kan få uheldige konsekvenser. På grunn av den store vannføringen i elvene om vinteren, får fjordene og kyststrømmene tilført store mengder ferskvann på en årstid da det fra naturens side skal komme lite, mens det om sommeren er omvendt. Den umiddelbare virkning vi legger merke til, er at

fjordene lettere islegges vinters tid, hvilket nødvendigvis må tvinge mange fugler, f. eks. ærfugl, langt ut mot mer åpne og værharde kystfarvann. Dette i seg selv kan nok i mange tilfelle representere et problem for fuglene. Men dette er bare toppen av isfjellet, for å si det på den måten. I stikkords form kan følgende punkter nevnes (Schei 1975):

1. Øking av vannføring, hvilket fører til dannelse av lette overflatelag. Omrøringen begrenses vesentlig til de lette lagene, og en får m.a.o. lagdeling i vannmassene, hvilket gir
2. bedre betingelser for islegging, samt
3. redusert gassutveksling mellom dyplag og atmosfære. Dette kan føre til oksygensvinn i dyplagene.
4. Redusert fortykning i dyplagene. Tungt dypvann i fjorden vil forhindre tilstrømming av nytt dypvann utenfra. Vannet i fjorden stagnerer og oksygensvinn kan oppstå.
5. Redusert nedkjøling av dypvannet kan føre til økt biologisk omsetning og dermed større oksygenforbruk.
6. Om sommeren vil brakkvannslaget bli mindre utpreget på grunn av minsket ferskvannsutslipp (magasineringsperiode).
7. Sommerens brakkvannslag har isolerende virkning på underliggende marine lag. Hvis det blir borte eller mindre markert, kan det føre til dypere omrøring i fjorden.
8. Elvevannets partikler vil for en stor del kunne sedimentere i magasinene og ikke bli tilført fjorden og de submarine lysforhold vil således bli bedret.
9. Estuarin sirkulasjon blir vesentlig redusert, altså det sirkulasjonsmønster som vi har ved at vann føres ut av fjorden i overflata og en motstrøm, kompensasjonsstrømmen fører sjøvann inn i fjorden under det utstrømmende overflatelaget. Vannutvekslingen mellom de indre og ytre deler av fjorden vil m.a.o. bli nedsatt.

Da jeg ikke er marinbiolog og følgelig mangler forutsetningen for å gå nærmere inn på disse punktene, nevnes de, om ikke annet som en påminnelse om det ikke bare er olje som representerer problemer i havet. Et forhold som ikke er nevnt her, men som både ferskvanns- og marinbiologene

er opptatt av, er hvilken betydning de enorme mengder organismer som hver vår spyles ut fra elvene og ned i sjøen har for livet der, f.eks. som fiskeføde (Koksvik pers medd.). Opplysninger som etter hvert er kommet fram tyder på at denne "organic load" er av en slik dimensjon at det nødvendigvis må ha en viss funksjon, men her mangler en bl.a. kvantitative data. Det er å håpe at den forskning som er igang på dette feltet gir noen flere holdepunkter, og at den sjøfuglkartleggingen som nå skal starte ikke utelukkende blir et kartleggingsobjekt, men at det kan føre til en bredere debatt om sjøfuglenes plass og betydning i en økologisk sammenheng. Sjøfuglene er i dag en utsatt gruppe. Tusener og titusener drepes hvert år gjennom oljesøl, miljøgifter og fiskeredskaper. Sjøfuglkartleggingen bør også være med å kaste klarere lys over de trusler sjøfuglbestanden står overfor og bl.a. vurdere hvilke konsekvenser vannkraftutbygging kan ha for denne fuglegruppen.

Terrestriske miljø

En vannkraftutbygging som effektivt kan produsere elektrisitet når vi har størst behov for den, nemlig om vinteren, forutsetter magasinering av vann. Det største problemet i vår sammenheng, blir da selvfølgelig spørsmålet om plasseringen og dimensjoneringen av dammen. Kraftutbyggerne betrakter dette vesentlig ut fra økonomiske kalkyler. Nerskogen i Rennebu og Innerdalen i Kvikne er gode eksempler.. Fra et biologisk synspunkt er problemet selvfølgelig at disse dalførene som demmes ned utgjør de få produktive kjernene i vassdragenes økosystemer. Tabell 9 gir en viss illustrasjon av dette når det gjelder vannfugl (her er spurvefugl ikke tatt med). Hvor mye høgproduktivt fjellareal er f.eks. igjen i Kvikne kommune når det om noen år er en innsjø i Innerdalen ? Det samme skjer ved Saltfjell-Svartisutbyggingen og har skjedd flere steder tidligere. I et så karrigt land som Norge med så store uproduktive fjellarealer, er det å ødelegge de få oasene som finnes svært betenkelig. Det kan egentlig sammenlignes med om en i Sahara systematisk hadde dratt fra oase til oase og fylt brønnene opp med sand.

I Innerdalen renner elva stille gjennom et frodig myr- og vierlandskap. På en strekning, omtrent 10 km lang, har den et umerkelig fall på 2-3 meter. Dalen er et ornitologisk eldorado. Foruten de fleste sørnorske vadefuglarter, finnes meget store dobbeltbekkasinleiker med 20-30

spillende fugler på hver, samt trane og ender (Bevanger og Røv 1976). De frodige vierkrattene og engbjørkeskogsliene surrer på forsommeren av et mylder med spurvefugler. Som produksjonsområde for lirype er dalen enestående.

Tabell 9. Alta-vassdraget. Antall individer observert pr. 10 km registreringslinje over og under HRV i de tre hovedområder hvor regulering er planlagt pr. 1974. Etter Aabakken og Myrberget (1975)

Fuglegruppe	I		II		III 1)	
	over	under	over	under	over	under
Ender	5.4	6.8	3.8	1.6	0.6	8.1
Ryper	2.7	4.0	1.5	2.3	0.9	2.1
Vadefugler	1.6	5.5	6.7	5.5	7.9	25.6
Måkefugler	0.3	3.8	5.3	2.8	5.2	2.3
Total vann- fugler ²⁾	7.3	16.8	16.2	10.5	13.8	48.4

1) Bare i 1974 2) Omfatter lommer, gjess, ender, vadefugler og måkefugler.

Når et område demmes ned kan vi som hovedregel gå ut fra at den hekkende fuglebestanden dør ut, også de som benytter det som rent næringsterritorium. Artene hevder territorier i den type terreng de er tilpasset, og vi må anta at arten innenfor sitt utbredelsesområde i mange tilfelle har okkupert det som er tilgjengelig av passende habitater. De fugler som får hekkestedene neddemt kan ikke bare flytte til andre steder da disse vil være opptatt fra før, og bestanden fra de neddemte arealene vil derfor dø ut. Men det er ikke alltid gitt hva resultatet for fuglene blir om vi fjerner et hekkeområde. I enkelte tilfelle kan en ikke se bort fra at en art kan flytte på seg i terrenget. Dette kan f.eks. være tilfelle når populasjonsstørrelsen begrenses av faktorer utenfor hekkelokaliteten, f.eks. hos trekkfugler av vinterforholdene i et annet land. Men så lenge dette er teoretiske betraktninger, må vi likevel gå ut fra at enhver fjerning av viktige leveområder for en art er til skade for dem. Moksnes og Vie (1977) gir følgende generelle betraktninger:

Strandlinjen ved høyeste regulerte vannstand blir sterkt preget av vannstandsvariasjoner mellom høyeste og laveste vannstand, men også ovenfor høyeste vannstand vil det skje vegetasjonsendringer som vil påvirke fuglebestanden. En av årsakene til dette kan være den varierende grunnvannstand som reguleringene medfører. Den nye strandsonen vil ofte være brattere enn den gamle. I slikt terreng med løsmasser kan reguleringene også forårsake utglidninger og ras. Etter all sannsynlighet vil plantedekket bli mer ensartet og karrig. Vi kjenner imidlertid ingen undersøkelser som klart viser endringene i plantesammensetningen på slike lokaliteter etter en regulering. Dette må selvsagt også sees på lang sikt.

En annen faktor som vil påvirke miljøet omkring et reguleringsbasseng, er klimaendringen. Et nytt stort vannmagasin virker utjevneende på temperaturen og øker fuktigheten. Temperaturen om sommeren blir lavere idet den varme lisonen forskyves oppover og vekstsesongen forkortes. Våren forsinkes pga. "frysediskeffekten" (fig. 39) jfr. Sterten (1969 og 1973).

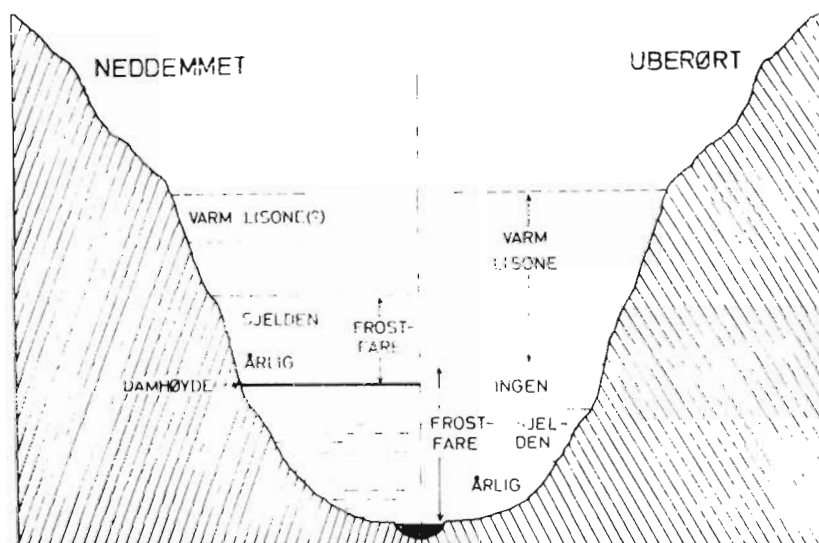


Fig. 39. Når et vannreservoar plasseres i utpreget dalterreng vil det forårsake en forskyvning og sammentrengning av dalsidenes klimasoner (etter Sterten 1969).

Hva dette betyr for fuglefaunaen vet vi ikke, men det er nærliggende å tro at forholdene forverres. For insektetende fugler blir det sannsynligvis dårligere næringstilbud idet temperaturen bestemmer utviklingen i insektfaunaen. For mange arter også av planteetende fugl er insekter livsviktig som mat for ungene, f.eks. hos hønsefugler.

Neddemning av beiteområder har som regel konsekvenser for langt større områder enn det som blir neddemt. De områder som blir satt under vann er som sagt ofte de lavestliggende og mest produktive, og fungerer som beiteområder for fugler og dyr i store omkringliggende fjellområder (f.eks. rype og hare). Vinteren er etter alt å dømme nåløyet for disse artene og de søker da ned i bjørkeliene for å finne næring. Sannsynligheten taler for at hvis en viss andel av bjørkeskogen i et dalføre blir neddemt, blir rype- og harebestanden tilsvarende redusert i de fjellområdene som sogner til dalen.

Også de frodigste myrområdene ligger ofte i de laveste deler av terrenget i tilknytning til vassdraget, med de beste beiteplasser for en rekke ande- og vadefugler om sommeren, sammen med busk, kratt- og trevegetasjon som kan være viktige beiteplasser for elg både sommer og vinter. Slike områder er gjerne også viktige for rypekyllingene i den første tiden.

Samme problemstilling gjelder også neddemning av rasteplasser som benyttes under trekk og andre livsviktige funksjoner som et område kan ha. Neddemning av et funksjonsområde berører store omkringliggende arealer, og enkelte viktige rasteplasser kan til og med ha betydning for artens eksistens i en større sammenheng da mange arter under trekket årvisst benytter ganske bestemte tradisjonelle lokaliteter (jfr. s. 95).

Tabell 8 inneholder ikke bare data for vannfugl, men har også noen spurvefugler. Heipiplerkebestanden ser ikke ut til å være berørt vesentlig så langt. Lappspurvbestanden har imidlertid økt, mens steinskvetten holder seg konstant. Ut over dette er det svært lite vi kan si og det må igjen understrekes at det er behov for langsiktige forskningsprosjekt.

Men et kraftutbyggingsprosjekt fører også andre ting med seg. Tabell 7 viser en oversikt over inngrep, bl.a.:

- a. bygging av anleggsveier
- b. dambygg
- c. etablering av steintipper/steinfyllinger/masseuttak

d. kraftlinjer

e. rørgater

Av dette må vi kunne anse anleggsveiene og kraftlinjene som de viktigste problemer for fuglelivet. Når det gjelder virkningen av anleggsveier, har Moksnes og Ringen (1978) samlet endel synspunkter.

Anleggsveiene har de senere årene opplagt vært med på å gjøre nye fjellområder lettere tilgjengelig og medført økt ferdsel. Dette gjelder ikke bare anleggsperioden, selv om denne også nødvendigvis må virke svært forstyrrende. Viktigere er den moderne masseturismen i form av bil-, camping- og fotturisme, som jo øker i et akselererende tempo. Presset og stresset på naturen vil derfor sannsynligvis øke sterkt de kommende årene. Å si noe eksakt om hvilke skadevirkninger dette medfører, er også vanskelig, så her skal bare påpekes visse sider ved problemet.

Det mest nærliggende å fremheve er den forstyrrelse viltet mange steder utsettes for i forplantingstiden da det er viktig med mest mulig ro. Dessverre er det i praksis slik at når ferdselen tiltar, øker også antall laushunder i terrenget. Det finnes mange eksempler på at f.eks. ryper og skogsfugl har fått sine reir ødelagt av laushunder. Dessuten vil stadige forstyrrelser medføre at reir lettere blir oppdaget av reirplyndrende arter som f.eks. kråke. I Nedalen kunne en f.eks. iaktta en økning av kråkebestanden etter at anleggsarbeidene startet.

Nevnes kan også et mer spesielt problem. Vår tids naturinteresse har medført at mange fotografer og ornitologer er ute for å oppsøke reirplasser til f.eks. sårbare rovfuglarter som kongeørn, jaktfalk og vandrefalk. I tillegg har vi dem som er ute i ulovlig ærend for å få tak i egg eller unger av disse artene (eggsamling og falkonér-sport). Poenget er også her at anleggseiene har gitt disse personene lett adgang og dette er sannsynligvis den største kilde til forstyrrelse som disse artene er utsatt for i dag.

For å få et begrep om i hvilken grad kraftutbyggingen i Tydal har gjort disse hekkeplassene lettere tilgjengelig, har Moksnes og Ringen (1978) laget en oversiktstabell for hvordan avstanden fra bilveg til 6 ulike hekkeplasser for jaktfalk har skrumpet inn i løpet av de siste år. Jaktfalken setter strenge krav til hekkeplassen, og dette er tradisjonelle lokaliteter som arten er helt avhengig av. Det er derfor lite sannsynlig at arten kan gå over på en ny hekkeplass om den blir forstyrret.

Tabell 10. Avstanden i km fra bilveg til 6 ulike hekkeplasser for jaktfalk i Tydal (Etter Moksnes og Ringen 1978).

Lokalitet	1945	1965	1978	Etter eventuelle tilleggsreguleringer inklusive Garbergelva - Rotla
A	11	1	0.1	0.1
B	13	5.5	2.5	2.5
C	12	1.5	0.2	0.2
D	3.5	3.5	1.5 x)	0.3
E	13	6	2	2
F	20	16	8	7

X) vegforlengelsen skyldes ikke kraftutbygging.

Jaktfalkens beste beskyttelse lå vel tidligere i at den for en stor del hekket i uveisomme strøk. Tabellen viser at denne beskyttelsen er blitt drastisk redusert som følge av kraftutbygging.

Når det så gjelder kraftlinjer og fugl har bl.a. Alf Ottar Folkestad (1978) behandlet problemet. Spesielt utsatt synes våtmarker og vannfugl og være. Stor individtetthet og aktivitet innen små arealer kombinert med stor flyvehastighet hos arter som lommer, dykkere, svaner, gjess, ender, riksefugl og vadefugl, øker kollisjonsfaren med kraftledninger. Spesielt er disse forholdene dokumentert gjennom undersøkelser på svaner både i Norge og England. Andre store fugler som hubro, kongeørn og havørn er imidlertid også sterkt utsatt. En art som lirype blir utvilsomt også rammet. Under kraftlinjer i fjellet er det ikke uvanlig å finne døde ryper, hvilket bl.a. har ført til at reven ofte patruljerer under slike linjespenn.

Folkestad nevner at merking av ledningene kan redusere kollisjonsfaren på utsatte linjestrekninger, men at dette ikke er noen fullgod løsning og at det viktigste derfor er å finne linjetraseer som unngår viktige tilholdssteder og trekkleder for fugl, som f.eks. kryssing av vann, vassdrag og våger.

Hellemoreguleringens innvirkning på fuglefaunaen.

De foreliggende planer for Hellemoreguleringen er vist i fig. 40 og tabell 11.

Magasinområdene

Som det går fram av tabell 11, reguleres ett magasin over normal vannstand, en oppdemming på omlag 35 m. Store deler av Rombodalen (fig. 3 og 4) blir dermed neddemt. Produksjonsområdene i ornitologisk sammenheng, er her særlig knyttet til de relativt sparsomme vierkrattene og bjørkeskogsforekomstene (jfr. s.10) langs Rombovatna. Ved en oppdemming på 35 m, vil disse gå tapt. Det fuglesamfunn som spesielt rammes, er omtalt på side 50.

I en overgangsperiode vil en oppsving i vannfuglbestanden (demmingeffekten, jfr. s.74), sannsynligvis finne sted, men erfaringsmessig er dette av forbigående art. Det er alminnelig anerkjent at mer eller mindre skogbevokste fjelldaler i ellers karrige områder, tjener som vinteroppholdssted både for fugl og annet småvilt. Dette er også sannsynligvis riktig for Rombodalen. Ved oppdemming vil denne muligheten falle bort. Imidlertid finnes frodige bjørkeskogsområder et stykke nedenfor det aktuelle dampunktet (Vaššagoppe). Hvorvidt dette området kan være vikarierende for det ovenforliggende terrenget, er ikke mulig å si ut fra vår nåværende kunnskap.

De øvrige magasinene som inngår i reguleringen, blir tildels sterkt nedtappet. Dette vil bety nedsatt produksjon i vannet og mindre næringstilgang for en del vannfugl (særlig ender og vadere). Det kan også bevirke en dreneringseffekt på mindre myrområder som ligger i nær tilknytning til enkelte av vatna. Fra et ornitologisk synspunkt er disse ofte av særlig interesse. Kombinasjonen drenering av myrområder og redusert mattilgang i nærliggende vatn, kan føre til vesentlige forandringer i fuglefaunaen i magasinenes nærområder. De fuglesamfunnene som primært rammes, er omtalt på sidene 43 til 46.

Tørrleggingsområdene

Amasvagjåkka, Stabburselva, Draugelva nedenfor Kjerristjern, Biegkerdjåkka og Vasjaelva blir, iflg. de foreliggende utbyggingsplanene, stort sett tørrlagte. I tilknytning til disse elvene finnes flere mindre myrområder og dammer som kan, når vanntilførselen opphører, forandre karakter og derved også funksjon for fuglelivet. Særlig gjelder dette de øvre deler av Draugelva og Biegkerdjåkka.

Forandringen i tørrleggingsområdene vil likevel, på grunn av de topografiske og geologiske forholdene (terasse- "benkdannelser" i fjellet), trolig ikke bli dramatiske da vannstanden i mange av de mindre dam- og myrområdene, tildels er uavhengig av vannføringen i selve elvene. Negative forandringer i de ferskvannsbiologiske produksjonsforholdene kan også få konsekvenser for fuglelivet. Her vises til Koksvik (in prep.). De fuglesamfunn som blir berørt, er omtalt på sidene 43 til 45.

Avrenningsområdene

Ved Ytre Vasja Kraftstasjon, vil det i vinterhalvåret bli sluppet store mengder ferskvann i sjøen. Virkningene for det marine miljø er lite kjent (jfr. s. 80), men en av de mest iøynefallende konsekvenser er økt isleggingshyppighet om vinteren. Hvorvidt dette vil skje i Hellemfjorden er ikke kjent. Det foreligger heller ingen data angående Hellemfjordens betydning som vinteroppholdssted for sjøfugl.

Andre forandringer og inngrep

Vassdragsreguleringer medfører en rekke forstyrrelser og naturinngrep av sekundær karakter, så som anleggsveier, kraftlinjer, steintipper og støy i forbindelse med anleggsdriften. Disse problemene behandles generelt på sidene 82 til 87.

I ornitologisk sammenheng er kraftlinjetraséer og anleggsveiene av størst betydning. Da det ikke foreligger nærmere opplysninger om hvor eventuelle kraftlinjer blir plassert, er det ikke grunnlag for nærmere behandling av dette i foreliggende rapport, det vises til de

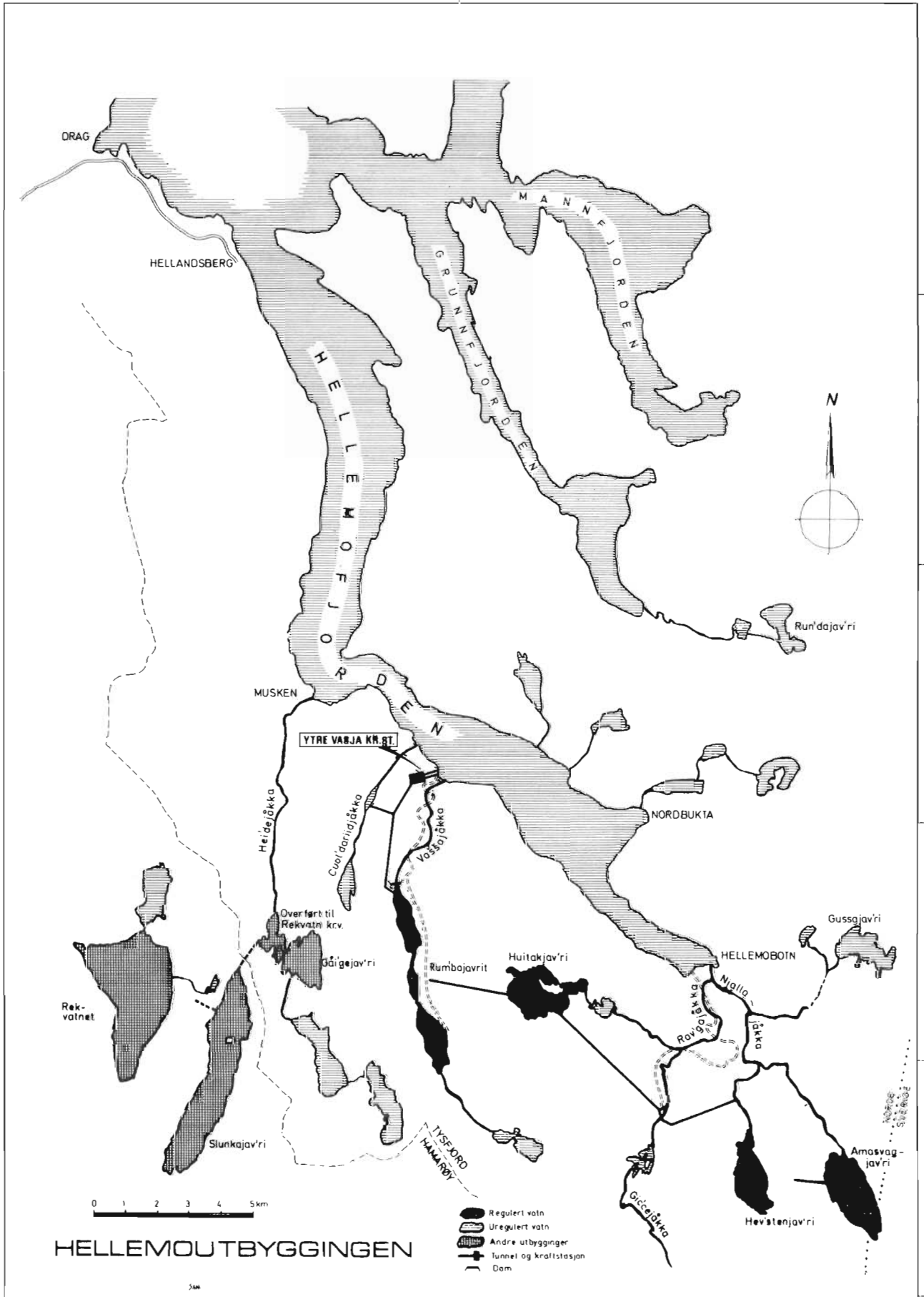


Fig. 40 . Kart over utbyggingsplanen i Hellemo (pr. 1.7.1977).

Tabell 11. Data fra NVE pr. 1.10.1977 over Hellemoutbyggingen
(alternativ "Vasja uten nord").

Nedbørfelt	km ²	162
Midlere tilløp til kraftverket	mill m ³	261
Magasin/kapasitet	mill m ³	200
Magasin/prosent	%	76,5
Midlere fallhøyde brutto	m	476
Midlere energi	kWh/m ³	1,151
Midlere produksjon	GWh/år	298
Innstallasjon ved midlere fallhøyde	MW	90
Maksimal vannføring	m ³ /sek	21,5
Brukstid ved midlere	timer/år	3 300

Magasiner

	NV m.o.h.	HRV m.o.h.	LRV m.o.h.	Magasin ₃ mill. m ³
Rom'bojáv'ri	455,6	490	452	125
Huitagjáv'ri	5.176	517,5	500	19,7
Hevstenjáv'ri	632,8	632,7	629	5,4
Amasvagjáv'ri	766,6	766,5	740	50
Vatn 581 i Coul'dariidjåkka	581	581	577	0,2

generelle betraktningene på side 87.

De aktuelle anleggsveiene går fra Ytre Vasja opp Rombodalen samt fra Hellembotn langs Draugelva til tunellintaket sør for Kjerristjern. Hvorvidt traseene er lagt til områder med spesielle ornitologiske interesser er vanskelig å si ut fra eksisterende kartgrunnlag, men det synes klart at veien fra Ytre Vasja vil passere den frodige bjørkeskogen i Vaššagoppe. Likeledes ser det ut til at et par mindre vannfugllokaliteter i Draugelva sør for Kjerristjern blir berørt. Dette bør unngås. Forøvrig vises til de generelle betraktningene på side 86.

Konklusjon

De foreliggende utbyggingsplanene i Hellemoområdet vil i første rekke få konsekvenser for de avisosiologiske enhetene som kommer inn under sump/våtmarksamfunnet, dvs. ender, vadefugler og lommer. Nedtapping av Huitagjáv'ri, Hevstenjáv'ri og Amasvagjav'ri, vil føre til nedsatt næringstilgang for vannfugl med hekkebiotoper og furasjeringsområder i tilknytning til vatna. Nøysomme dykkender som f.eks. havelle, vil ha størst mulighet for å opprettholde en livskraftig bestand. Mest skadelidende vil fuglelivet knyttet til Huitagjáv'ri sannsynligvis bli. Oppdemmingen av Rombovatna vil medføre at de viktigste terrestriske produksjonsområdene i Rombodalen blir ødelagt. Økt utslipp av ferskvann i Hellemfjorden om vinteren kan påvirke miljøet for enkelte sjøfuglarter, men dette kan ikke vurderes nærmere på grunn av manglende data. Under bestemte værforhold, kan dette utslippet sannsynligvis føre til frostrøyk og rimdannelse på vegetasjonen i området (busker og trær). Dette kan skape problemer for fuglearter som beiter på knopper og skudd (f.eks. lirype og gråsisik). Bygging av anleggsveier, kraftlinjer og støy i forbindelse med anleggsdriften, vil ha negativ innflytelse for en del terrestriske biotoper, men omfanget av dette er usikkert.

VERDIKRITERIER SOM GRUNNLAG FOR VERNEVURDERINGER

Innledning

Problemer knyttet til naturvernprioritering og verne vurdering, har de senere år vært gjenstand for omfattende diskusjoner både på nasjonalt og internasjonalt plan. Her i Norge var det spesielt arbeidet innen det Internasjonale Biologiske Programs (IBP) seksjon CT (Conservation of Terrestrial Communities) som fokuserte disse problemene. Et av hovedmålene for naturvernseksjonen var å komme fram til registreringsmetoder som kunne dokumentere de naturverninteressene som knytter seg til ulike naturelementer, og som videre kunne danne grunnlag for en verne vurdering og prioritering. Dessverre ga ikke IBP-arbeidet de resultater det i starten optimistisk var håp om, men det ble gjort et langt hopp framover både i viten og ikke minst bevissthet om hvor vanskelige problemer en her hadde å gjøre med.

Utvidet biologisk registreringsarbeid i forbindelse med konsesjonsundersøkelser for bl.a. Statskraftverkene, ga i midten av 1970-årene ny næring til de samme problemstillinger som hadde stått i sentrum for CT-seksjonens arbeid. Ikke minst ble de samme spørsmål aktualisert da registreringene i de 10-års vernede vassdragene startet i 1977.

Dagens situasjon er på mange måter mer problemfylt enn IBP-perioden. Det er ikke lenger snakk om grunnforskning, men oppdragsforskning som på forhånd er forutsatt å gi praktisk nyttbare og anvendelige resultater. Foreløpig synes vi imidlertid ikke å besitte de riktige redskapene for å kunne løse disse problemene på en tilfredsstillende måte.

Det finnes ennå ingen objektiv målemetode for ornitologiske verneverdier. Subjektivt kan vi måle dem ved å lage en liste over vernekategorier og verdikriterier. Den endelige verneverdien blir derved en subjektiv og teoretisk sum av de kriterier verne vurderingen bygger på. På et relativt tidlig stadium under arbeidet med 10-års vassdragenen, ble forslag til "vernekategorier" (i alt 15) og verdigradering av disse (skala 0-5) lagt fram. Jeg har i løpet av de siste par årene benyttet systemet under utarbeidelsen av tre rapporter i forbindelse med undersøkelser gjort for Statskraftverkene og Sør-Trøndelag fylke. I forhold til det opprinnelige forslag, er det fortsatt visse forandringer. Erfaringene

er av blandet karakter og det må understrekes at det er med økende skepsis systemet har vært brukt. Under "Nordisk Ornitologisk Kongress" på Ørsta høsten 1979, hadde jeg anledning til å legge fram noen av disse problemene og fikk der positiv respons på selve problematikken og ikke minst konstruktiv kritikk på bruken av verdikriterier ved verne vurderinger.

Inntil nylig har det stort sett vært lagt i den enkelte "eksperts" hånd å komme med "tilråding" overfor de besluttende myndigheter. Det finnes imidlertid ingen mulighet til å kontrollere om ekspertens oppfatning er i samsvar med en objektiv "virkelighet". Ved en "oppstykkning" av verneverdien (i verdikriterier), er det straks lettere for f.eks. en politiker å "kontrollere" at det foreligger en differensiert verdibedømmelse og at verne karakteren ikke er satt på bakgrunn av en eller annen faglig intuisjon eller "kvalifisert gjetning". Bruken av verdikriterier og vernekategorier skulle således ikke være med å svekke troverdigheten i en verneinnstilling.

Den alvorligste innvendingen mot systemet er kanskje at kriteriene i så sterk grad avspeiler menneskets verdinormering og behov. Det hadde med andre ord vært ønskelig å betrakte problemet i "fugleperspektiv" i langt større grad enn hittil. Vår viktigste oppgave er selvsagt arbeidet for å bevare naturens mangfold av biologiske organismer.

Alle slike verdikriterier kan derfor grupperes, enten som

1. kriterier som fokuserer områdets betydning for fuglene, eller
2. kriterier som fokuserer områdets betydning for menneskene.

Hvis vi skal benytte et slikt system, synes det klart at det må være riktig å legge størst vekt på de kriterier som direkte går på å bevare fuglenes livsvilkår.

Verdikriteriene

I ornitologisk sammenheng synes følgende verdikriterier å bli stående:

1. Ornitologisk funksjon
2. Diversitet og produktivitet
3. Sjeldenhet
4. Tilstand
5. Forskningsverdi

6. Referanseverdi
7. Pedagogisk betydning
8. Klassisk område/forekomst
9. Typeområde

Kriteriene 1-4 fokuserer i størst utstrekning områdenes betydning for fuglene, de andre kan imidlertid indirekte slå positivt ut for fuglelivet gjennom økt ornitologisk viten og forståelse hos mennesket.

1. Funksjon

Et område vil nesten alltid ha flere funksjoner, det være seg vurdert i forhold til en nasjonal fuglefauna eller lokale populasjoner.

En lokalitets funksjon er egentlig dens adderte biologiske betydning vurdert opp mot et adekvat faunistisk nivå, geografisk og sosiologisk.

For å overleve må en art ha mange betingelser oppfylt. Mattilgang er vesentlig. I Norge, med markerte årstidsvariasjoner, vil vinteren representere en kritisk periode med begrensede muligheter for å skaffe tilstrekkelig næring. De fleste fuglene må derfor forlate landet om høsten. Men mange arter trosser den arktiske vinteren og søker tilflukt i kystnære farvann hvor de kan finne både mat og ly. I første rekke tenker vi på vannfugl, kanskje spesielt ender, når begrepet overvintringsområde blir benyttet om lokaliteter i vårt eget land. Trekkfuglenes overvintringsplasser ligger lengre sør i Europa. For at et trekk fra f.eks. Finnmark til Nord-Afrika skal lykkes, må det finnes rastemuligheter underveis. Ulike arter trenger forskjellig næring, har forskjellige trekk-ruter osv., og det er derfor behov for en rekke forskjellige rasteplasser der fuglene kan hvile og ta opp nytt "brennstoff". Da trekket skjer både vår og høst, blir rasteplassene gjerne liggende ved sjøen i og med at havet er en "klimabuffer" med relativt stabil mattilgang året igjennom.

Om våren står hekkeplassen i fokus. Enkelte arter som f.eks. storfugl, orrfugl, dobbeltbekkasin og brushane, har egne spillplasser som er svært viktige under parringsleken og hekkeforberedelsene. Spillplass kan ofte være en begrensende faktor da den må oppfylle helt spesielle krav.

En god hekkeplass må også ha furasjeringsområder i nærheten. Enkelte arter flyr relativt langt for å skaffe mat til ungene i reiret, og furasjeringsområdenes kvalitet og beliggenhet har derfor nøye sammenheng med hekkesuksessen hos en art.

Flere arter, spesielt ender og gjess, har en markert myteperiode i sommerhalvåret, når svingfjærene felles. I denne tiden er de enkelte individene svært sårbare ettersom de ikke er i stand til å fly. En trygg myteplass er derfor også av avgjørende betydning for disse artene.

Til slutt kan nevnes overnattingsplasser. Spesielt finner en slike i tilknytning til våtmarksområder, både ved kysten og lengre inne i landet. Som eksempel kan nevnes nattskjærene til skarv. Men også mange andre vannfugler samles på bestemte steder når mørket faller på, enten det nå er på land eller ute i sjøen. Best kjent er kanskje kråkenes overnattingsplasser i utkanten av byer og tettsteder, hvor antall individer kan komme opp i firesifrede tall.



Toppskarv. Foto: Gunnar Frydenlund (fra Haftorn 1971).

2. Diversitet og produktivitet

Diversitet. Den internasjonale botaniske kongress, (Seattle USA 1968) definerte naturvernets oppgave slik: "The aim of conservation is to preserve productivity and diversity in nature". Ordene produktivitet og diversitet eller mangfold, er her stikkord.

Opprinnelig ble diversitet brukt om det totale antall arter i en prøve eller et område (Gleason 1922, Patrick 1949, Hutchinson 1959). Senere er i tillegg til antall arter, antall individer tatt med i betraktningen. Som matematisk-økologisk begrep ble det benyttet av Williams i 1943 (Fischer, Corbet og Williams 1943). Utgangspunktet var den såkalte Fisher-modellen som uttrykker en logaritmisk sammenheng mellom tallet på arter og antall individer i en prøve:

$$S = \alpha \ln(1 + N/\alpha)$$

S står for antall arter, N er tallet på individer. Parameteren α ble av Williams kalt for diversitetsindeksen ("index of diversity"). Siden er en rekke diversitetsindekser blitt utviklet og tilpasset for å kunne benyttes i forbindelse med ulike former for biologisk prøvetaking. Oversikt over aktuelle diversitetsmål er gitt av bl.a. Aune (1972) og Whittaker (1972).

Margalef (1958) gjorde oppmerksom på at økologer kan ha nytte av begreper og formler fra den relativt unge matematiske disiplinen som kalles informasjonsteori (Shannon 1948). Siden har mange økologer benyttet formler fra informasjonsteorien som mål på diversitet (bl.a. Pielou 1967 og 1969, Orloci 1969). Enten statistisk fordeling, informasjonsteori eller sannsynlighetsberegning legges til grunn for diversitetsmålene, har de alle sine svake og sterke sider (se f.eks. Krebs 1972). Den diversitetsindeks som er mest benyttet ved ornitologiske populasjonsestimeringer, er Shannon-Wiener-funksjonen. Dette er pionerarbeidet og grunnlaget for informasjonsteorien og formelen nedenfor:

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \log p_i$$

H' = informasjonsinnholdet i prøven = "index of diversity" (entropien),

s = antall arter og p_i = artens frekvens i prøven. I Shannon-Wiener-funksjonen blir diversiteten uttrykt i såkalte informasjonsenheter ("information units"). Brukes \log_e kalles enheten en "nat" med \log_2 får vi en "bit" og med \log_{10} får vi en "decit". Informasjonsinnholdet er et mål for "mengden av usikkerhet" (Krebs 1972), dvs. dess større H' dess større usikkerhet. Informasjonsinnholdet i en biologisk prøve med hensyn til artene, er lik den usikkerhet som er til stede (sannsynligheten for å støte på de samme artene i neste prøve). Hvis det er mange arter i et område og alle har samme tetthet, vil det være vanskelig å forutsi sannsynligheten for neste gang de blir påtruffet ("probability of predication law") og det vil derved være stor usikkerhet (høgt informasjonsinnhold), høy kompleksitet og høy diversitet (Clifford og Stephenson 1975). H' -verdien vil, foruten av antall arter og antall individer, avhenge av det innbyrdes antall individer av hver art ("evenness").

Kan så diversiteten si oss noe om verneverdien av et område og hvorfor er det eventuelt så viktig å bevare en slik diversitet for mennesket? Det er mulig å illustrere et svar ved å summere hva naturen betyr som ressurs. For det første representerer den en produksjonsressurs ved f.eks. å fungere som råstoffkilde for mat og klær. Den kan dekke et "rekreasjonsbehov" og kan derfor betraktes som en opplevelsesressurs. Videre er naturen en informasjonsressurs (jfr. undervisning og forskning) så vel som genetisk ressurs. Det er vanskelig å vite om- (og når) det vil bli behov for arveegenskapene hos ville planter og dyr. Ikke minst viktig er det å være klar over dette i en tid med genetisk foredlingsarbeid i fokus. Til slutt står ennå som et åpent, men viktig spørsmål, i hvor stor grad diversiteten er nødvendig for å bevare stabiliteten i miljøet vi lever i (se nedenfor).

Begrepet diversitet kan med andre ord dekke en rekke ting. Dahl (1974) skiller mellom morfologisk-, arts- og økosystemdiversitet.

1. Morfologisk diversitet. Enkelte plante- og dyrearter er mer egenartede enn andre. Ut fra behovet for å bevare diversiteten i naturen er det f.eks. viktigere å bevare kongeørnen enn alle våre meisearter (selv om dette også, av andre grunner, kan være av betydning). Ut fra ønsket om å bevare den morfologiske diversiteten i et område vil ikke alle arter kunne rangeres likt, det gjelder å bevare et så vidt spektrum som mulig av arter og tilpasningsformer. Særegne og sjeldne arter vil derfor prioriteres høyere enn mindre spesielle arter.

2. Artsdiversitet. De fleste som bruker begrepet diversitet, mener artsdiversitet. Innen enkelte områder kan det på et lite areal opptre mange ulike plante- og dyrearter. Ut fra behovet for å bevare diversiteten i naturen synes det viktigere å bevare artsrike enn artsfattige områder.

Hvordan skal så artsdiversiteten vurderes? Biologer og matematikere har de senere år vært sterkt opptatt av om det finnes fundamentale sammenhenger mellom diversitet på den ene siden og stabilitet og produktivitet på den andre. Det finnes en rekke eksempler som gjør at man intuitivt synes det er rimelig om en slik sammenheng eksisterer: Plantearter som er innført fra fremmede områder med mennesket, klarer sjelden å finne fotfeste i høyt diverse systemer som naturlige skoger, særlig de tropiske (som hører til de mest diverse). Derimot kan det hende at innførte arter overtar store områder på isolerte øyer der det på forhånd finnes få plantearter (jfr. f. eks. innføring av fikenkaktus (*Opuntia* spp.) og agave (*Agave* spp.) til Kanariøyene. Noen avklaring på dette problemet er foreløpig ikke gitt, men hovedtendensen synes å være at økt diversitet gir økt stabilitet. Problemet behandles grundig av Krebs (1972).

På botanisk hold er en kommet fram til kvantitative metoder for å bedømme hvilke områder som bør vernes for å bevare et størst mulig antall arter (Dahl 1974). Her ligger zoologene betraktelig etter. Zoologiske klassifiseringssystemer, som er nødvendig ved kvantitative sammenligninger, eksisterer i realiteten ikke (Bevanger 1977).

3. Økosystemdiversitet. I dag rettes søkelyset i stadig større grad mot økosystemet som verneobjekt. For å bevare diversiteten må vi bevare et størst mulig utsnitt av økosystemets variasjon. Det vil si at det må tas hensyn til alle arter (både planter og dyr) dvs. lage klassifiseringssystemer for disse organismene og så lage klassifiseringssystemer for økosystemene.

Det synes å være generell enighet om at diversitetsmål kan brukes som sammenligningsgrunnlag mellom "økologiske enheter" (Clifford og Stephenson 1975). Men samfunnene eller habitatene må defineres. Det er her snakk om to typer diversitet, innen- ("within"-) habitatdiversitet (vanligvis kalt α -diversitet og mellom- ("between"-) habitatsdiversitet (vanligvis kalt β -diversitet). Hendrickson og Ehrlich (1971) sier: "As most ecologists view the situation, species diversity is a

measure of the relative richness of a community biota or of the complexity of a segment of an ecosystem". Edden (1971) bruker derimot "ecological community" i sin definisjon av en diversitetsindeks. Det synes derfor klart at hvis noen bruker "community" eller "segment of an ecosystem" i en videre betydning enn andre, må vedkommende nødvendigvis komme ut med høyere diversitet (Clifford og Stephenson 1975). Mange av de komparative analyser som er gjort med hensyn til ulike områders diversitet synes derfor av tvilsom verdi. I virkeligheten kan det ikke sies noe meningsfylt om diversiteten i et område før områdets mosaikk er kjent, ("scale of patterning") (Clifford & Stephenson 1975), da diversiteten øker med økende mosaikk. Når to områder av ulik størrelse sammenlignes kan en vente å finne flere samfunnsenheter (f.eks. assosiasjoner) og dermed størst diversitet i det største området. Sannsynligvis gir diversiteten i et "samfunn" i like stor grad et direkte mål på heterogeniteten i "samfunnet" (mosaikkstrukturen), enn mål på "rikheten". Spørsmålet blir derfor: Hvordan måle mosaikken og avgrense og definere habitatene?

Clifford og Stephenson (1975) uttrykker det slik: "The only feasible way of dividing the environment (by means of site groups) is to classify them using the species as attributes. ----There is no agreed level where we can stop our classification of sites, and we are quite ignorant of where in general terms a site classification and a "habitat" classification coincide".

For å få et korrekt uttrykk for den totale diversiteten innen et område må også andre faktorer enn samfunnsmosaikken, artsantallet og individtettheten i hekkesesongen, tas i betraktning. For det første vil en, spesielt i tempererte strøk, ha store sesongvariasjoner i fuglebestanden. For det andre vil årlige variasjoner gjøre seg gjeldende. Den mest fornuftige løsning på dette problemet synes å være å kartlegge sesongvariasjonene og så sammenligne sesongmosaikken i de ulike områdene (Clifford og Stephenson 1975). De samme forfattere sier at dess større usikkerhet (m.h.t. sesong/årsvariasjon) det er i et miljø, dess større er områdets diversitet. Stor ustabilitet som medfører katastrofale forandringer i et miljø, vil riktignok redusere den totale diversiteten, men hvis ustabiliteten ligger "innen akseptable grenser", vil dette oftest øke diversiteten. De "akseptable grensene" vil avhenge av hvor hurtig organismene er i stand til å invadere det "forandrede" området (Clifford og Stephenson 1975).

Diversitetsbegrepet kan med andre ord være nyttig, men det gir ingen universalløsning for verneverdiberegninger. Grunnlagsmaterialet som kreves til en forsvarlig diversitetsberegning vil bety økt feltinnsats i og med at det må tas i bruk omstendelige kvantitative metoder ved de ornitologiske registreringene. Det største problemet synes likevel å ligge i hvordan helt homogene enheter skal kunne avgrensnes og defineres (jfr. diskusjonen ovenfor). Uten at det er avklart vil bl.a. α - og β -diversiteten flyte sammen og bli stående som en usammenlignbar størrelse. I visse henseender synes derfor diversitetsberegninger å ha mer teoretisk eller praktisk interesse.

Produktivitet. Begrepene diversitet og produktivitet behandles under ett da de henger nøye sammen. Ved verneverdier kan dette imidlertid by på store problemer. Stor produktivitet behøver ikke være ensbetydende med høy diversitet, tvert imot. Det skulle være nok av eksempler på dette i vår eutrofieringstid. I sin ytterste konsekvens kan høy produksjon virke drepende på en organisme. Derfor er det viktig å understreke at det i denne sammenheng menes naturlig produktivitet. Hvordan en slik naturlig produktivitet skal måles, er imidlertid et nokså åpent spørsmål.

Selv om produksjonsbegrepet blir noe diffust i ornitologisk sammenheng, kan det være nyttig. Det kan f.eks. brukes til å karakterisere våtmarker eller andre spesielle, arealmessige ofte små områder. Det blir i alle fall en subjektiv bedømmelse og de kriterier som blir lagt til grunn ved vurderingen er neppe i samme grad definert som for andre fagområder (f.eks. botanikk og ferskvannsbiologi). Ofte viser det seg at de geologiske forholdene er nøkkelen til en nærmere forståelse av om en lokalitet er fattig eller rik ut fra en produktivitetsbetragtning. En kalkrik og "næringsrik" berggrunn, vil i de aller fleste tilfelle gi positivt utslag, ikke bare på primærproduksjonen, men også på høyere trofiske nivå.

3. Sjeldenhet

Et område som inneholder arter eller særegne naturtyper vi har liten kapital av, må vurderes spesielt. Et særdeles lavproduktivt område kan f.eks. også være av interesse å bevare. Naturtyper og biotoper det finnes lite av blir mer verdifulle enn slike som dekker store arealer. Lignende betraktninger kan gjøres for de enkelte fuglearter. Sjeldne arter, som ofte har snevre og bestemte krav til sitt miljø, trenger større beskyttelse enn f.eks. gråspurv eller kråke.

Den vanligste måten å uttrykke dette på, er å kalle slike arter mer verneverdige enn andre, men det er ikke dermed sagt at vanlige fuglearter ikke er verneverdige eller har krav på vern. En kan her f.eks. tenke på forvaltningsansvaret over en kjernepopulasjon.

Fra enkelte hold er det gjort iherdige forsøk på å latterliggjøre naturviterens ansvar for de sjeldne artene. Det klassiske eksemplet i Norge er vel historien om den ville rabarbraen. Her har imidlertid ingen fagmann lov til å vise ettergivenhet. Det må være en klar etiske plikt overfor det liv det måtte gjelde, til enhver tid å stå fram som biologisk advokat og forsvarer.

Ut fra dette grunnsynet følger den konsekvens at det ikke behøver å være summen av arter i et område som er avgjørende for vernekarakteren, men den éne. Her må imidlertid det enkelte tilfelle underkastes en kritisk diskusjon. Rosenfink eller vandrefalk kan ikke betraktes ut fra samme synsvinkel selv om de begge er "sjeldne" arter. Enkelte arter er inne i en naturlig ekspansjonsfase fra et kjerneområde. I en overgangsfase vil disse naturlig nok være å betrakte som sjeldne. Typiske eksempler på dette er hettemåke og tyrkerdue. Andre arters økologiske potensial tillater kanskje ikke en utbredelse ut over en "snipp" av det aktuelle geografiske faunaområdet. I Norge kan sannsynligvis kjernebiteren stå som eksempel på en slik art. Den er etter hvert blitt relativt vanlig enkelte steder i Sør-Norge, men på grunn av sine næringsvaner, vil nordgrensen for dens utbredelsesområde være mer eller mindre klimatisk definert. Hvordan skal slike arter betraktes?

Storke i Danmark er eksempel på en annen "type" sjeldenhet. I Europeisk sammenheng er dette ingen uvanlig art, men i Danmark hvor den tidligere var tallrik er den nå i ferd med å forsvinne. Der satses det nå store beløp fordi en ønsker å bevare arten som en del av den danske fuglefaunaen. Det er tydelig at det i denne forbindelse gjør seg gjeldende en viss form for lokalpatriotisme som fra storkens synspunkt må virke positiv!

Et annet aspekt ved sjeldne arter, er at de delvis brukes som indikatorer på spesielle biologiske forhold i og med at de opptrer i, og utnytter, et trangt aspekt av miljøet i et område. I Norge er det gjort lite for å belyse dette forholdet, men danske undersøkelser gir grunn til en viss optimisme. Hvis sjeldne arter kan benyttes som biologiske indikatorer, vil det bl.a. bety noe rent økonomisk ved undersøkelser hvor få ressurser står til disposisjon.

Nevnes bør også fuglenes betydning som sensorer på forandringer i det ytre miljø. Det skulle her være nok å vise til hva som skjedde i siste halvdel av 1960-årene med DDT og kvikksølvforgiftninger.

Dynamikken i en fauna (inkludert respons på menneskets omforming av landskapet, tilførsel av miljøgifter osv.), er imidlertid meget vanskelig å forstå. Bare i løpet av historisk tid er en rekke arter forsvunnet og utryddet totalt, mens andre har økt sitt utbredelsesområde og individtall. En ting må likevel stå fast, nemlig menneskets ansvar for å bevare så mange arter og derved så stor genetisk variasjon som mulig.

Perspektivene er her langsiktige, men like fullt er det viktig å ha klart betydningen av den "gen-bank" vi har i den naturlige flora og fauna. Går vi 8-10000 år tilbake var våre kulturplanter og husdyr deler av en slik opprinnelig natur. Det foredlingsarbeidet som har funnet sted de siste årtiene, er bare antydninger om hvilke enorme muligheter som egentlig finnes.

4. Tilstand

Også dette kriteriet har i likhet med "funksjon" direkte konsekvens for fuglelivet og ligger for så vidt på et annet logisk plan enn nr 5-9. Nesten alt hva mennesket gjør vil på en eller annen måte, direkte eller indirekte, få konsekvenser for fuglefaunaen. Moafuglene, drontene, geirfuglen og vandreduen, for å nevne noen få, er arter som ble utryddet i "moderne" tid av mennesket. Stær, gråspurv og lerce, kan tjene som eksempler på arter som bevisst er innført til områder hvor de "naturlig" ikke hører hjemme og som har ekspandert kolossalt og fra et menneskelig synspunkt blitt rene landeplager.

Langt mer gjennomgripende er imidlertid den endring av fuglefaunaen som har sin årsak i menneskets indirekte virksomhet. Det hele begynte med menneskets faste bosetting, særlig da oppdyrking av jorden for alvor tok fatt. Jordbruk, skogbruk, drenering og vassdragsregulering, er stikkord hvis vi skal beskrive kulturens omforming av landskapet. I dag er helt uberørt natur nesten bare et teoretisk begrep, selv om det fremdeles finnes store områder der menneskets innflytelse er beskjedent. For nærmere diskusjon vises til Willgohs (1964).

En stilles her overfor en rekke problemer. Hva skal et område

vurderes i forhold til? Skal f.eks. teoretiske klimakssamfunn tjene som mal? Av konkrete faktorer som må trekkes inn i bildet er oppdyrket areal, skogavvirking, tidligere reguleringer i vassdrag, veinett og hyttebebyggelse, osv. Primært er det de subalpine og mest produktive arealene i nedslagsfeltet som er berørt av menneskelig virksomhet.

Men en kan også stille spørsmål om de tilsynelatende "uberørte" områdene er av større ornitologisk verdi enn de kultiverte. Kulturmark vil ha egne fuglesamfunn knyttet til seg (Bevanger 1977). Arter som storspove, åkerrikse, lerke og gråspurv, er i stor utstrekning knyttet til åker og eng. Dessuten representerer de mange kantskogene i tilknytning til kulturmarka attraktive habitater for en artsrik økotonfauna (jfr. Lay 1938, Beecher 1942, Johnston 1947, Sammalisto 1957, Hogstad 1967).

Det synes klart at vi må akseptere en viss grad av menneskelig påvirkning som en del av dynamikken i et økosystem. Problemet er hvor grensen skal gå. Så lenge vår virksomhet ikke ødelegger eller forringer økosystemets (nedslagsfeltets) hovedkomponenter eller forårsaker nedgang i habitatdiversiteten, synes menneskelig påvirkning å kunne aksepteres.

Enkelte habitater er klart mer utsatte enn andre. Dette gjelder særlig våtmarker og edelløvskog. Inngrep i dominerende vegetasjonstyper som granskog og fjellbjørkeskog, vil ikke ha de samme konsekvenser for faunaen i vassdraget sett under ett, som f.eks. drenering og oppdyrking av et våtmarksområde som kanskje er det eneste hekkestedet i nedslagsfeltet for enkelte arter. Dette får som naturlig følge at sjeldne habitater og naturtyper har større verneverdi enn vanlige. Tilplanting av barskog vil f.eks. ha like drastiske konsekvenser for den lokale fuglefaunaen som snauhogst. Begge deler vil føre til store forandringer i artsinventaret. Målet må være å bevare mest mulig av nedslagsfeltets "naturlige" biotoptilbud slik at det ikke skjer noen nedgang i antall arter eller at området rent avisosiologisk blir fattigere. Det må være et klart siktemål å bevare enkelte større-, urørte områder og intakte økosystem. Behovet for slike områder er klart tilstede (jfr. kategori 5, 6 og 7).

Konsekvensen av dette er at i de fleste tilfeller vil et vassdrag med 1% dyrkamark være av langt større naturvitenskapelig interesse og verdi enn et hvor 10% av arealet i nedslagsfeltet er kulturmark.

5. Forskningsverdi

Dette, og neste verdikriterium (referanseområde), har nær tilknytning til hverandre, men de holdes atskilt bl.a. fordi begrepet "forskningsverdi" er så omfattende og fordi forskningen omkring referanse- og typeområder i særlig grad både er blitt aksentuert og aktualisert i sammenheng med de naturinngrep vannkraftutbyggingen medfører. I "Rapport fra Kontaktutvalget Kraftutbygging-Naturvern" (1971), dvs. Sperstadutvalgets 1. innstilling, og NOU 1976: 15, Sperstadutvalgets 2. innstilling, er disse spørsmålene behandlet. Om vassdragenes betydning for den naturvitenskapelige forskning, sies bl.a.:

"For de naturvitenskapelige interessene som enten går ut på å ta vare på typevassdrag, referansevassdrag, eller å undersøke den naturlige utviklingen i et uberørt vassdrag, vil lett ethvert regulerende inngrep i vassdraget gjøre at det mister sin verdi.

Vassdraget og de tilstøtende omgivelsene er uløselig knyttet sammen i en helhet, nedbørfeltet. Et nedbørfelt er et sammenhengende dynamisk system, der alle delene er knyttet sammen av vannsystemet. Alle prosessene i feltet er avhengig av hverandre. Det gjelder vannhusholdningen og landformingen med erosjon, transport og akkumulasjon. Det gjelder videre utformingen av flora og fauna i økosystemet. Et inngrep i en del av systemet medfører en lang rekke endringer i andre deler av systemet, i vannkvalitet, grunnvann, erosjons- og sedimentasjonsprosesser, løpsforhold, løpsmønstre, flomfrekvens, isforhold, tåkeforhold og andre lokalklimatiske faktorer. Noen av de alvorligste konsekvenser har endringene i det naturgeografiske miljø på vegetasjon og dyreliv i vann og på land. Forandringene kan skje langsomt og svakt, eller raskt og sterkt. Skal et vassdrag sikres for forskning og undervisning, er det viktig at hele nedbørfeltet vernes for disse formål. Det er imidlertid ikke mulig, ei heller ønskelig, at alle vassdrag bevares mot menneskelige inngrep. Men da det for de forskjellige regioner alltid vil være flere fundamentale trekk som viser stor likhet, er det viktig og nødvendig for den naturvitenskapelige forskning at man bevarer lokaliteter som kan sies å være mest mulig representative for regionen, de såkalte referanse- og typeområder. Utvelgelsen av slike lokaliteter er meget komplisert, og

kan ikke gjøres av andre enn forskerne selv. Samfunnspolitisk bør det ses som en primær - og presserende - oppgave at naturvitenskapen sikres et akseptabelt nett av referanse- og typeområder i vårt land. Her må presiseres at dette ikke i første rekke gjelder bestemte enkeltlokaliteter eller deler av vassdrag, men at det er viktig å bevare de hele systemer som vassdragene med tilstøtende omgivelser representerer.

Menneskelig ekspansjon er nær knyttet sammen med vår mulighet for økt viten og erkjennelse. Blant annet for studiet av aksjon - reaksjon i naturlige systemer, og for å klarlegge virkningen av de menneskelige inngrep i naturen; er det essensielt at den naturvitenskapelige forskning sikres de nødvendige ressurser for sitt arbeide i form av urørt natur. -Vassdragene er av sentral vitenskapelig interesse, ikke minst når det gjelder miljøforskning. Det drives idag forskning av stor og umiddelbar samfunnsmessig betydning i forurensede og regulerte, såvel som uberørte vassdrag".

6. Referanseområde

All natur som får være "urørt", dvs. skånet for alvorlige inngrep, og fungere som et naturlig økosystem i framtida, er en referanse - en referanse for dem som skal vurdere hvordan ulike former for inngrep og forurensinger påvirker naturen. Påvirkningene er mangfoldige og øker bare i form og omfang. Dersom vi ønsker å ha aktuelle referansesystemer eller -objekter, må vi derfor i prinsippet verne dem, generelt, eller mot bestemte inngrep.

Hva angår innsjøer, vatn og elver, er allerede de informasjoner som ligger i referansesystemer tatt i bruk. Mest aktuelt har det vært i forbindelse med forurensinger, særlig etter at vassdrag, selv store innsjøer, er blitt ødelagt gjennom kloakk og industriutslipp. Arbeidet med å reparere/restaurere vassdrag, er begynt. Repareringen består vesentlig i å få utslippene under kontroll, slik at vassdragene med tiden nærmer seg sin opprinnelige tilstand. Vår store innsjø, Mjøsa, er i en slik fase. I andre tilfeller har utslippene vært så omfattende at det er nødvendig å fjerne vegetasjon og opptil metertykke lag av bunnsedimenter. Dette betegnes innsjørestaurering.

Alle slike tiltak krever innsats av en rekke fagfolk som har rede på geologi, hydrologi, vatnets fysiske og kjemiske egenskaper, og først og fremst dets planter og dyr. Slike tiltak iverksettes for at vassdragene ikke skal se heslige ut og lukte ille og for at vatnet skal

kunne brukes til bestemte formål, f.eks. drikkevann eller industri. Men særlig er det for at vassdragene skal få tilbake en normal flora og fauna, med f.eks. fisk og fugl. Dette krever at deres næringsdyr, og de planter som disse dyrene igjen lever av, har eksistensmuligheter. Konsekvensen er at de som steller med planter og dyr, biologene, og kanskje særlig økologene, kommer i fokus. Det er deres oppgave å si fra når ting er kommet ut av lage, og det er de, i samarbeid med andre fagfolk som kan si hvilke tiltak som må iverksettes, og om en tilsiktet virkning oppnås.

Mjøsaproblemet består i masseforekomst av én enkelt art, en liten svevende plante. Hvorfor den har slått så sterkt til er fremdeles noe uklart, men løsningen på det overordnede problem ligger i å unngå at den trives så godt. Dette betyr at den lille planten må studeres nøye, særlig hvilke krav den har til omgivelsene. Det kreves da referanseinnsjøer, andre innsjøer som er mindre forurenset enn Mjøsa, der artens biologi kan utforskes.

Ved siden av forurensinger er det spesielt sur nedbør og kraftutbygging som ødelegger og forandrer norske vassdrag. Det pågår en hektisk, men likevel altfor liten innsats for å dokumentere de ødeleggelsene som den sure nedbøren påfører oss. I dette arbeidet er ethvert vassdrag som ligger utenfor det rammede området et referansevassdrag. Det vil de også være når vi en gang forhåpentligvis får bukt med forurensingen og skal reparere de skadene som er påført.

Vasskraftutbygging følges av en rekke ulemper. Dette erkjennes gjennom de erstatninger som tilkjennes de berørte grunneiere og de tiltak som regulantene pålegges i forbindelse med kraftutbyggingen. Landets myndigheter har innsett at enkelte vassdrag må vernes mot utbygging av slike ødeleggelsler. Kontaktutvalget for kraftutbygging/naturvern (Sperstadutvalget), gjorde de grunnleggende utredninger og tilrådninger i forbindelse med verneplanen. Om behovet for referansevassdrag sier dette utvalget:

"Etter som mer og mer av naturen på jorden blir utsatt for inngrep, er det nødvendig å bevare en standard hvor de store geo-biologiske prosesser kan foregå noenlunde uforstyrret. Med dette er det mulig å vurdere de inngrep mennesket foretar i naturen i andre områder, noe som kan komme til å vise seg å være av den største praktiske betydning i framtiden. Forskningen setter store krav til uberørthet når det gjelder studier av naturens lovmessighet. Som naturdokument kan en lokalitet

avspeile en skiftende utvikling fra tidligere tid og fram til i dag, det virker da som et historisk dokument. Ved fortsatt å la det virke urørt, vil det bli et stadig viktigere naturdokument, som får høy verneverdi. I denne forbindelse er det også viktig å sikre enkelte vassdrag som er mest mulig urørt av menneskelig virksomhet som referanseområde".

7. Pedagogisk betydning

Biologi og økologi er fagområder som i økende grad er kommet i fokus så å si på alle undervisningstrinn. Både på grunnskole- og universitetsnivå, er det behov for praktisk undervisning i felt. Ikke minst viktig er det at lokalsamfunnene kan tilby sine grunnskole- og ungdomsskoleelever slike opplegg. Lokaliteter med særlig rikt dyre- og planteliv, er av særlig stor betydning for å kunne foreta en konkret og rasjonell undervisning. Ikke minst gjelder det ornitologiske ekskursjonsmål da det i denne sammenheng primært er snakk om undervisning i systematikk (artskunnskap) og økologi.

I takt med bl.a. økende erkjennelse omkring dette, er det også i Norge utarbeidet diverse landsplaner for vern av ulike naturtyper (nasjonalparker, urskogsreservater, edelløvskogsreservater, myrreservater, våtmarksreservater).

8. Klassisk område/forekomst

Berettigelsen av dette som eget ornitologisk verdikriterium er en del omdiskutert, men synes dog å være tilstede. Kriteriet henspiller på lokaliteter som er spesielt grundig undersøkt gjennom en lengere periode. Det må selvsagt sees i nær sammenheng med 7 og 5 (Pedagogisk betydning og Forskningsverdi) da slike områder står sentralt innen pedagogisk og vitenskapelig arbeid. Under noen omstendighet må slike steder ikke bli utsatt for ødeleggende inngrep. For ornitologiens vedkommende kan Fokstumyra på Dovre tjene som eksempel på en slik klassisk lokalitet.

9. Typeområde

I tillegg til referansevassdragene er det viktig å bevare et nett med såkalt typevassdrag. Hver region og landsdel har sine særtrekk, klimatisk, topografisk og biologisk. Et viktig spørsmål i denne forbindelse er hvilke vurderinger som skal legges til grunn ved utvelgelsen av disse typevassdragene. Foreløpig synes regionale vegetasjonsinndelinger å være det mest hensiktsmessige hjelpemiddel (NU 1977) i og med den nære sammenheng som eksisterer mellom flora og fauna. Men foreløpig har vi for liten ornitologisk kunnskap til med sikkerhet å utpeke vassdrag med geografiske, avisosiologiske særtrekk. For å kunne gi konkrete definisjoner på hva som er ornitologisk særegent ved et vassdrag på Østlandet eller i Trøndelag, gjenstår mye feltarbeid.

Sperstadutvalget har følgende uttalelse om typevassdrag:

"Det er også viktig for den naturvitenskapelige forskning å få bevart en rekke typevassdrag. Dette er vassdrag som er representative for den region de tilhører. Typeområdet er karakterisert ved at visse dominerende trekk kommer til uttrykk på en måte som er representativ for regionen. Trekkene varierer fra landsdel til landsdel og karakteriseres ved ulike kombinasjoner av berggrunn, landformer, jordarter, vegetasjon, dyreliv, klima og ikke minst hydrologisk regime. Dette er faktorer som er innbyrdes avhengige. Det primære med en verneplan for norske vassdrag må være å sikre et representativt utvalg av de mest typiske vassdrag i de ulike landsdelene. Derfor må typevassdragene generelt gis høy prioritet hva vern angår".

Ornitologisk "verneverdiregnskap" for Helleloområdet

De 9 verdikriteriene (jfr. s. 95 til 109), gir grunnlag for et subjektivt "verdiregnskap" bygget på følgende antakelser:

muligens en viss verdi	⊕
avgjort verdifulle	⊕⊕
unikt område (internasjonal verdi)	⊕⊕⊕

Verdivurderingen av de enkelte kriterier kan være gjenstand for diskusjon. På grunn av det subjektive skjønn som legges til grunn, bør "skalaen" ikke være for fingradert. Samtidig bør det være mulig å separere to områder hvis det er reelle forskjeller med hensyn til deres verneverdi.

Funksjon (jfr. s. 95)

Helleloområdets viktigste funksjon er som hekkeplass. Omlag 90% av de 86 observerte artene er påvist eller antatt hekkende. Observasjoner i mai og begynnelsen av juni, tyder dessuten på at de indre deler av fjorden har stor betydning som rasteplass under vårtrekket. Fjorden er sannsynligvis en naturlig mellomlandingsstasjon for vannfuglarter som kommer fra sør og vest og som hekker ved de høyereliggende innsjøene og våtmarksområdene lengre øst i de svenske nasjonalparkene. Det er imidlertid nødvendig med nærmere undersøkelser for å få avklart dette spørsmålet. Hvorvidt Hellelofjorden fungerer som overvintringsområde for sjøfugl, er ikke kjent, men spredte opplysninger fra lokalt hold tyder på at enkelte arter utnytter området vinters tid. På grunn av den relativt store hekkebestanden av ender, er det overveiende sannsynlig at enkeltlokaliteter har stor betydning som myte- (fjærfellings-) område, selv om slike ikke ble spesielt lokalisert under registreringsarbeidet. Dette har delvis sammenheng med at feltarbeidet ble avsluttet så tidlig som første halvdel av juli.

Vurdering av Helleloområdets ornitologiske funksjon:

hekkeplass	⊕⊕
furasjeringsområde	⊕⊕
rasteplass	⊕⊕
overvintringsområde	⊕
myteområde	⊕⊕

Diversitet og produktivitet (jfr. s.97)

Som det går fram av fig. 41, er diversiteten på linjeplatetakeringsfeltene relativt stor, særlig i Hellemobotn. Både furu/blandings-skogfeltet (H-1) og løvskogfeltet (H-2), har 19 territorielle arter, Men H' for løvskogfeltet er størst med 2,61 ($H'_{\max} = 2,94$ for begge feltene). Resultater fra registreringene i Kobbelv (Bevanger 1978) viser at ingen av linjeplatetakeringsfeltene der hadde tilsvarende høye H' -verdier. Noe overraskende er den relativt lave verdien for bjørkeskogfeltet i Ytre Vasja ($H' = 1,59$, $H'_{\max} = 2,08$). Feltet i den subalpine bjørkeskogen ved Huitagjáv'ri har relativt høy verdi med $H' = 1,96$ ($H'_{\max} = 2,08$). En vesentlig årsak til dette er at feltet er en heterogen fjellbjørkeskog, med mindre partier myr og kratt (jfr. fig. 29). Blåstrupe er derfor dominerende art i tillegg til løvsanger og bjørkefink som vanligvis er de mest fremtredende to artene i dette fuglesamfunnet (jfr. tabell 4).

Sett på bakgrunn av at Hellemoområdet ligger i "Tysfjordganitten", må produktiviteten sies å være relativt stor. De 86 observerte artene i området er spredt på en rekke ulike habitater og lokaliteter som hver for seg tilbyr gunstige vilkår for de forskjellige artene. Ferskvannslokalitetene representerer matressurser for mange dykkender så vel som skogsområdene i Hellemobotn ligger lokalklimatisk gunstig til for en rik spurvefuglfauna. Et stort antall ulike enkeltlokaliteter, slik de tildels opptrer i Hellemoområdet, bidrar også indirekte til stor ornitologisk diversitet (jfr. s. 35).

Produktivitets- og diversitetsbetraktningene viser at regionen kommer gunstigere ut enn Kobbelvområdet (Bevanger 1977), som det er naturlig å sammenligne med.

Sjeldenhet (jfr. s. 10)

I løpet av registreringsperioden ble det observert flere arter som tidligere bare i liten grad har vært kjent fra landsdelen (jfr. arts-kommentarene s. 59). Dette behøver ikke nødvendigvis bety at disse artene er spesielt sjeldne. Blant annet har det sammenheng med manglende avifaunistiske registreringer. Det synes klart at en del arter befinner seg på grensen av sitt ordinære utbredelsesområde. Dette indikerer at Hellemoområdet representerer et gunstig biotoptilbud og en "oase" i et

Relativ tetthet (%) →

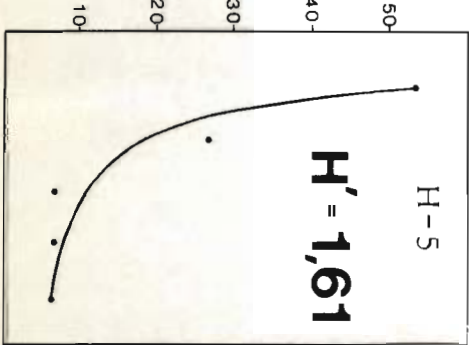
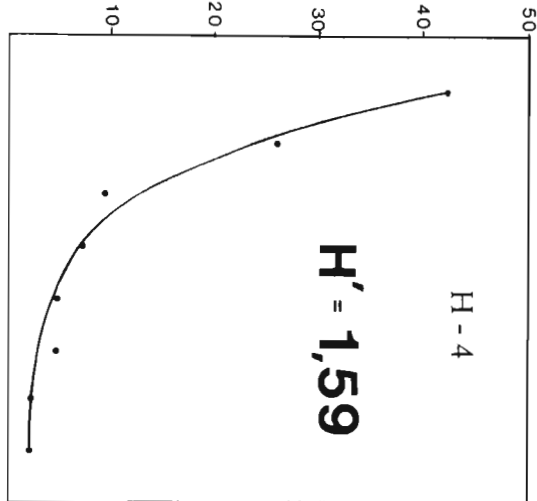
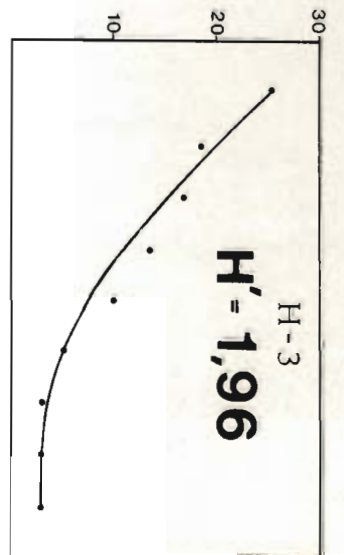
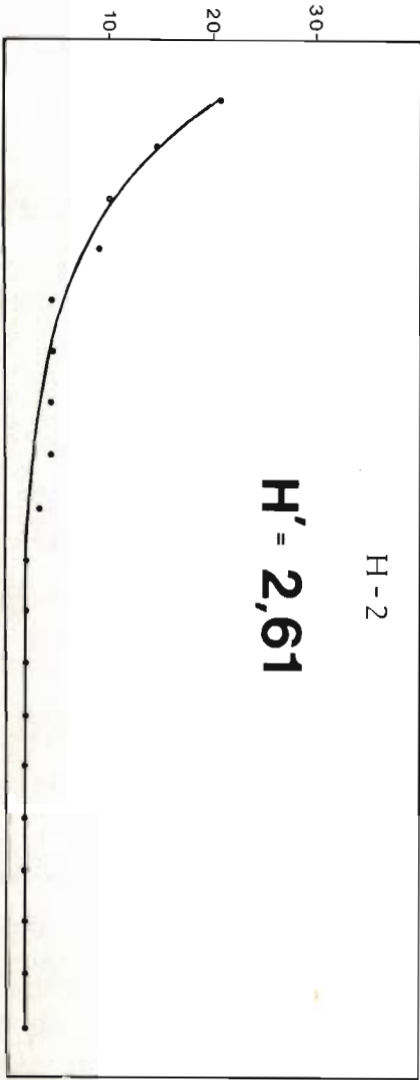
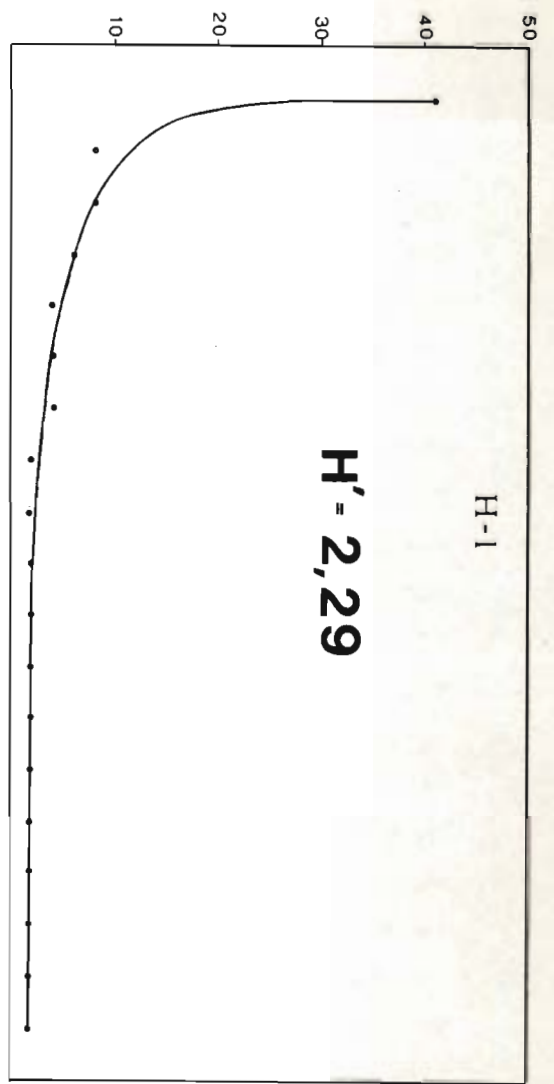


Fig.41. Diversitetsindeksen H' beregnet etter Shannon - Wiener funksjonen (Shannon 1948) for fuglesamfunnene på linjeplatetetakeringsfeltene (kurvene er trukket for hånd).

ellers strengt naturmiljø. Arter som f.eks. gulsanger, munk og møller, er ikke vanlig så langt nord.

Tilstand (jfr. s.103)

Helleloområdet er i relativt liten grad preget av menneskelig virksomhet. Hellemobotn er det sted som har hatt den største samiske bosetting, og hvor en kan finne flest spor etter menneskelig virksomhet (hogst og beitepåvirket vegetasjon). I dag foregår en viss avvirkning i furuskogen uten at det i særlig grad setter preg på området. Hele furumoen ble forøvrig herjet av skogbrann i siste halvdel av 1800-tallet, men det skogssamfunnet som finnes der i dag må kunne sies å representere et relativt "jomfruelig habitat" i ornitologisk sammenheng.

Turiststien fra Hellemobotn over til Sverige, kan neppe sies å være noen stor belastning for naturmiljøet med den trafikken som er i dag. På grunn av den relativt tungvinte adkomsten, er det rimelig å anta at det ikke vil finne sted noen sterk økning av antall fotturister i de nærmeste årene.

Forskningsverdi (jfr. s.105)

I og med områdets uberørthet, topografi og biotoputvalg, er det godt egnet til forskningsformål. En rekke ornitologiske aspekter vil være interessante å studere nærmere i dette miljøet, ikke minst zoogeografiske forhold.

Referanseområde (jfr. s.106)

Som referanseområde vil Hellemoregionen egne seg utmerket. Sett på bakgrunn av de inngrep som bl.a. er foreslått og utført i forbindelse med kraftutbyggingen i regionen, vil det også være av betydning å få bevart tilgrensende områder intakte hvor de biologiske prosesser virker uforstyrret. Et slikt område er nødvendig for å få kunnskap om hvilke tiltak som eventuelt bør settes i verk for å bøte på skadevirkninger som forskjellige inngrep i tilsvarende områder medfører. I dag vet vi for lite til, på en tilfredsstillende måte, å kunne forutsi hvilke konsekvenser de ulike naturinngrep vil ha for det biologiske miljøet.

Pedagogisk betydning (jfr. s.108)

Området egner seg relativt godt som ekskursjonsområde i undervisningssammenheng, i og med at det her er samlet et så bredt spekter av habitater på et lite areal. Behovet for slike områder synes å være økende. I og med tilknytningen til de svenske nasjonalparkene i øst, er det mulig for f.eks. forturister, å oppleve et sammenhengende naturmiljø fra sjøen i vest til de østlige, kontinentale fjellstrøkene og de store, svenske sjøene. I denne sammenheng synes Helleloområdet å være av internasjonal verdi.

Klassisk område/forekomst (jfr. s.108)

Fra et ornitologisk synspunkt synes det ikke å foreligge slike interesser.

Typeområde (jfr. s.109)

Som naturgeografisk region tilhører Helleloområdet Sørfold-Ballangenområdet (43c og 36a og c, dvs. Norlands, Troms og Lapplands høgfjellsregion) (NU 1977). Det er av stor betydning at et utsnitt av den særegne, norske naturtype som Tysfjordgranitten representerer, bevares intakt fra fjord til fjell. Disse karrige høgfjellsstrøkene og tildels produktive fjordbotnene utgjør, bl.a. gjennom sin kontrastrikdom, naturdokumenter som er vel verd å bevare for ettertiden.

Ornitologisk "Verneverdiregnskap" for Helleloområdet:

Funksjon	(jfr. s.110)
Diversitet og produktivitet	00
Sjeldenhet	00
Tilstand	000
Forskningsverdi	00
Referanseområde	000
Pedagogisk betydning	00
Klassisk område/forekomst	0
Typeområde	000

På bakgrunn av tidligere forsøk med tallfestede verdivurderinger, synes en tredelt "stjerneskala" like hensiktsmessig. Dette hindrer bl.a. feilaktige tolkninger av eventuelle "summerte verneverdier".

Kriteriene "Tilstand", "Referanseområde" og "Typeområde", gis høyeste verdi. Området sett under ett representerer et så uberørt og særpreget terreng og så stort mangfold av naturelementer, at en verdivurdering ut fra et ornitologisk synspunkt vanskelig kan settes lavere. Likedan er området på grunn av sin uberørthet, egenart og geografiske beliggenhet, av spesiell verdi som referanse- og typeområde.

SAMMENDRAG OG KONKLUSJON

Ved de ornitologiske registreringene i Hellemoområdet sommeren 1978, ble tradisjonelle metoder benyttet, dvs. linjeplatetaksering, linjetaksering og punkttaksering. Dominerende fuglesamfunn og nøkkelbiotoper ble kartlagt. Resultatene viser en interessant fuglefauna med totalt 86 arter observert, hvorav 85-90% antas å være hekkende. Artene representerer flere nærmere beskrevne fuglesamfunn. Det ble også gjort interessante og uventede enkeltobservasjoner.

Klappfellefangst av smånagere viste at populasjonene av gråsidemus og lemen hadde meget stor individtetthet. I furuskogen i Hellemobotn ble det fanget opp til 54 ind./100 felledøgn i begynnelsen av juni. Av andre pattedyr ble bl.a. elg, rev, hare og røyskatt observert.

De foreliggende utbyggingsplanene vil primært få konsekvenser for avisosiologiske enheter under sump/våtmarksamfunnet, i første rekke ender, vadefugler og lommer. Nedtapping av Huitagjáv'ri, Hevstenjáv'ri og Amasvagjáv'ri, vil føre til nedsatt næringstilgang for vannfugl med hekkebiotoper og furasjeringsområder i tilknytning til vatna. Nøysomme ender som f.eks. havelle, vil ha størst mulighet for å opprettholde en livskraftig bestand. Mest skadelidende vil fuglelivet knyttet til Huitagjáv'ri sannsynligvis bli. Oppdemming av Rombovatna medfører at de viktigste terrestriske produksjonsområdene i Rombodalen ødelegges. Økt utslipp av ferskvann i Hellemofjorden om vinteren kan påvirke miljøet for enkelte sjøfuglarter, men dette kan ikke vurderes nærmere på grunn av manglende data. Under bestemte værforhold kan et slikt utslipp også føre til frostrøyk og rimdannelser på vegetasjonen (busker og trær) i området. Dette kan skape problemer for fuglearter som beiter på kvister og knopper (f.eks. lirype og gråsisik). Bygging av anleggsveier, kraftlinjer og støy i forbindelse med anleggsdriften, vil ha negativ innflytelse på en del terrestriske biotoper, men omfanget er usikkert.

På bakgrunn av innsamlede data, vurderes den ornitologiske "verneverdien" av området ut fra følgende verdikriterier: funksjon, diversitet og produktivitet, sjeldenhet, tilstand, forskningsverdi, referanseområde, pedagogisk betydning, klassisk område/forekomst og typeområde. Tidligere negative erfaringer med tallfestede verdivurderinger gjør at kriteriene i foreliggende rapport vurderes ved en tredelt

"stjerneskala": muligens en viss verdi (⊕), avgjort verdifult (⊕⊕), unikt område (internasjonal verdi) (⊕⊕⊕). Kriteriene "Tilstand", "Referanseområde" og "Typeområde", gis høyeste verdi. Sett under ett, representerer området et så uberørt og særpreget terreng med så stort mangfold av naturelementer, at en verdivurdering ut fra et ornitologisk synspunkt vanskelig kan settes lavere. Faktorer som uberørthet, egenart og geografisk beliggenhet, gir det også spesiell verdi som referanse- og typeområde.

LITTERATUR

- Aune, E., 1972. Faunistisk og floristisk diversitet. *IBP i Norden* 10: 76-95.
- Beecher, W.J., 1942. *Nesting birds and the vegetation substrate*. Chicago Ornithological Society, Chicago. 69 s.
- Bevanger, K., 1976. Kvantitative og kvalitative registreringer av fuglefaunaen i Øvre Sjødalen, Vågå og Øystre Slidre kommuner, 1970-1974. Avifaunistisk kartleggingsarbeid som hjelpemiddel i arealplanlegging ved vurdering av områders verneverdi. Hovedfagsoppgave i spesiell zoologi, Universitetet i Trondheim. 164 s.
- Bevanger, K. og N. Røv, 1976. *Faunistisk rapport fra en befarings i Minilla/Øvre Orkla, 16.-18. juni 1976*. 4 s. stensil.
- Bevanger, K., 1977. Proposal for a new classification of Norwegian bird communities. *Biological Conservation* 11: 67-78.
- 1978. Fuglefaunaen i Kobbelvområdet, Sørfold og Hamarøy kommuner. Kvantitative og kvalitative registreringer sommeren 1977. *K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser. 1978-6*: s. 1-62.
- Baadsvik, K. og K. Bevanger, 1978. Botaniske og zoologiske undersøkelser i samband med planer om tilleggsregulering av Aursjøen; Lesja og Nesset kommuner i Oppland og Møre og Romsdal fylker. *K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser. 1978-13*. s. 1-44.
- Clifford, H. T. og W. Stephenson, 1975. *An introduction to numerical classification*. Academic Press. New York. 227 s.
- Dahl, E., 1974. *Naturvern og mangfold (diversitet)*. Forelesing på Sem i Asker 3. sept. 1974. 11 s. stensil.
- Den Norske Turistforenings Årbog for 1885*. O.H.: Lappekolonien i Hellemoen. s. 22-30.
- Edden, A.C., 1971. A measure of species diversity related to the lognormal distribution of individuals among species. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 6: 199-209.
- Elgmork, K., 1970. Dyrelivet i ferskvann. I Frislid, R. og A. Johansson (red.): *Norges Dyr*, 5. Dyr og miljø. s. 202-246. Oslo 1970.

- Fagerhaug, A. og K. Bevanger, 1975. Studies on the populations of small rodents in Sjødalen, Jotunheimen Mountains, Norway during the period 1970-1973. I Vik, R. (red.): *Methods and results Section CT, Small rodents, annual report 1974, appendix II.*
- Fisher, R.A., A.S. Corbet og C.B. Williams, 1943. The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. *J. Anim. Ecol* 12: 42-58.
- Flatberg, K.I., 1976. Klassifisering av flora og vegetasjon i ferskvann og sump. *K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapp. Bot. Ser. 1976* 3. s. 1-39.
- Folkestad, A.O., 1978. Kraftlinjer og fugl. *Fossekalen* 6: 10-11.
- Folkestad, A.O. og J. Suul, 1978. *Våtmarker av ornitologisk verneverdi.* 8 s. stensil.
- Foslie, S. 1942., Hellemobotn og Linnajavrre. *Norges geol. Unders.* 149: 1-119.
- Gjærevoll, O., 1974. Fra floraen i Gudbrandsdalen. I K. Ramberg (red.): *Gudbrandsdalen. Bygd og by i Norge, I.* Gyldendal. s. 85-101.
- Gleason, H.A., 1922. On the relation between species and area. *Ecology* 3: 158-162.
- Grimås, U., 1961. The bottom fauna of natural and impounded lakes in northern Sweden (Ankarvatnet and Blåsjøn). *Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm* 42: 183-237.
- 1962. The effect of increased water level fluctuation upon the bottom fauna in Lake Blåsjøn, northern Sweden. *Ibid.* 44: 14-41.
- Haftorn, S., 1971. *Norges Fugler.* Universitetsforlaget, Oslo-Bergen-Tromsø. 862 s.
- Hagen, Y., 1961. Et forsøk med biotopforbedring ved Stortjernet i Åmot. *Vi kan gjøre noe for villendene. Vilt og Viltstell* nr. 2: 6-21.
- Hendrickson, J.A. og P.R. Ehrlich, 1971. An expanded concept of "species diversity". *Notulae Natur. Acad. Natur. Sci. Philadelphia* 439: 1-6.
- Hildén, O., 1965. Habitat selection in birds: a review. *Ann. Zool. Fenn.* 2: 53-75.
- Hogstad, O., 1967. The edge effect on species and population density of some passerine birds. *Nytt Mag. Zool.* 15: 40-43.

- Hogstad, O., 1975. Structure of small passerine communities in subalpine birch forests in Fennoscandia. I Wielogolaski, F. (red.): *Ecological Studies. Analysis and Synthesis* 17: 94-104.
- Hutchinson, G.E., 1959. Homage to Santa Rosalia, or, Why are there so many kinds of animals? *Amer. Natr.* 93: 145-159.
- Johnston, V.R. 1947. Breeding birds of the forest edge in Illinois. *Condor* 49: 45-53.
- Kielland-Lund, J., 1973. A classification of Scandinavian forest vegetation for mapping purposes, s. 173-207 i E. Marker (red.), IBP/CT-symposium om vegetasjonsklassifisering og vegetasjonskartlegging. *IBP i Norden* 11.
- Koksvik, J.I., 1979. Kobbeltutbyggingen. Vurdering av virkninger på ferskvannsfauunaen. *K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser.* 1979-5. s.1-43.
- Kontaktutvalget for vassdragsreguleringer, Universitetet i Oslo ved Abrahamsen, J. 1970. Foreløpig innstilling om naturvitenskapelige interesser ved vassdragsreguleringer fra Kontaktutvalget for vassdragsreguleringer, Universitetet i Oslo 1970, 141-200. I *Rapport fra Kontaktutvalget Kraftutbygging - Naturvern; om vassdrag som bør vernes mot kraftutbygging.* Bergen. 1971. 203 s.
- Krebs, C.J., 1972. *Ecology. The experimental analysis of distribution and abundance.* Harper & Row. New York-Evanston-San Francisco-London. 694 s.
- Lay, D.W., 1938. How valuable are woodland clearings to birdlife? *Wilson Bull.* 50: 254-256.
- Malme, L., 1975. Phytosociological Studies of aquatic and Marsh Communities in Möre og Romsdal, Western Norway. *K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Miscnea* 22.s.1-30.
- Margalef, D.R., 1958. Information theory in ecology. *General systems* 3: 36-71.
- Mellequist, P., 1976. Informasjon om terskelprosjektet. *Inf. fra Terskelprosjektet nr. 1, NVE-V-dir.* s. 1-47.
- Michaelsen, J. og V. Ree, 1976. Rapport om takseringer av fuglefaunaen langs deler av Hallingdalselva i perioden 1. mai - 1. august 1975. *Inf. fra Terskelprosjektet nr. 2, Zool. Mus., Univ. i Oslo.* s. 1-39.

- Misund, H., 1975. *Feltundersøkelser i Kobbelvområdet, utført sommeren 1972 og -74*. Stens. rapp. Nordland fylke.
- Moen, A., 1977. *Terrestrisk økologi*. Universitetet i Trondheim, KOMMIT. 126 s.
- Moksnes, A., 1973. Quantitative surveys of the breeding bird populations in some subalpine and alpine habitats in the Nedal area in Central Norway (1967-71). *Norw. J. Zool.* 21: 113-118.
- Moksnes, A. og G.E. Vie, . 1977. Ornitologiske undersøkelser i de deler av Saltfjell-/Svartisområdet som blir berørt av eventuell kraftutbygging. *K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser. 1977-14*. s. 1-31.
- Moksnes, A. og S. Ringen. 1978. Vurdering av ornitologiske verneverdier og skadevirkninger i forbindelse med planene om tilleggsreguleringer i Neavassdraget, Tydal kommune. *K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapport Zool. Ser. 1978-3*. s. 1-29.
- Munthe-Kaas Lund, H., 1961. Smådambygging for fremme av fuglelivet. *Vi kan gjøre noe for villendene. Vilt og viltstell nr. 2*: 22-24.
- Naturgeografisk inndeling av Norden. *NU B 1977:34*. 137 s.
- Orloci, L., 1969. Information analysis of structure in biological collections. *Nature* 223: 483-484.
- Patrick, R., 1949. A proposed biological measure of stream conditions. *Nature* 223: 483-484.
- Pilou, E. C., 1967. The use of information theory in the study of the diversity of biological populations. *Proc. Berkeley Symp. Math. Statist. Probab.* 5(4): 163-177.
- 1969. *An introduction to mathematical ecology*. Wiley (Interscience), New York.
- Råd, O. og B. Angell-Jacobsen, 1976. Om fuglefaunaen i en del terskelbassenger langs Eksingedalselva, sommeren 1976. *Inf. fra Terskelprosjektet nr. 3, Zool. Mus., Univ. i Bergen*. s. 1-18.
- Sammalisto, L., 1957. The edge effect of woodland - open peatland edge on some peatland birds in South Finland. *Ornis fenn.* 34: 81-89.
- Schei, B., 1975. Vassdragsreguleringer - betyr de noe for produksjonen i våre fjorder? *Naturen* 5: 199-204.

- Shannon, C.E., 1948. A mathematical theory of communication.
Bull. Syst. Tech. J. 27: 379-423 og 623-656.
- Sonerud, G. og J. Bekken, 1979. Vierspurvens utbredelse i Norge og dens habitatvalg i Hedmark. *Vår fuglefauna* 2: 78-85.
- Sterten, A.K., 1969. Vannet og det lokale klima.
I *Vern våre vassdrag; en vitbok om vann*. Oslo 1969. s.21-26.
- 1973. Den lokale klimakarakteren i Dagalidalføret og Skurdalen og mulige klimaforandringer på grunn av vassdragsreguleringen. *Kraftutbyggingsprosjekt Dagali, Buskerud Kraftverker. Registrering av natur- og kulturverminteresser. Na IV - 1. s. 1-19.*
- Svårdson, G., 1949. Competition and habitat selection in birds.
Oikos 1: 157-174.
- Udvardy, M.D.F., 1951. The significance to interspecific competition. in bird life. *Oikos* 3: 98-123.
- Verneplan for vassdrag. *NOU 1976*: 15. 150 s.
- Wasilewski, A., 1961. Certain aspects of the habitat selection of birds.
Ecol. Pol. A IX: 1-37.
- Willgoos J.F., 1964. Kulturens innflytelse på fuglefaunaen.
Naturen 7: 417-436.
- Whittaker, R.H., 1972. Evolution and measurement of species diversity.
Taxon 21: 213-251.
- Aabakken, R. og S. Myrberget, 1975. *Registrering av fugler og pattedyr i planlagte reguleringsområder i Altavassdraget*. Dir. for vilt og ferskvannsfisk, Trondheim. s. 1-62.

ISBN 82-7126-208-4

ISSN 0332-8538