



RAPPORT ZOOLOGISK SERIE : 1995-2

HABITATVALG OG FORANDRINGER AV ØYNENSTIKKERFAUNAEN I ET SØRLANDSOMRÅDE, SOM FØLGE AV SUR NEDBØR, LANDBRUK OG KALKING

Dag Dolmen



VITENSKAPSMUSEET

ZOOLOGISK AVDELINGS OPPDRAGSTJENESTE

Utredning og forskning innen anvendt zoologisk miljøproblematikk

Helt siden 1969 har Zoologisk avdeling ved Vitenskapsmuseet, UNIT, påtatt seg oppdrag innen anvendt zoologisk miljøproblematikk. Et laboratorium for ferskvannsekologi og innlandsfiske (LFI) ble da tilknyttet avdelingen. Siden har en også fått en terrestrisk oppdragsenhet.

Zoologisk avdeling har derfor i dag et utrednings- og forskningsmiljø som blant annet tar sikte på å bistå ulike offentlige myndigheter innen stat, fylker, fylkeskommuner og kommuner med miljøkonsekvensanalyser. Vi påtar oss også forsknings- og utredningsoppgaver (FoU) i forbindelse med planlagte naturinngrep fra interesserte private bedrifter m.m.

Oppdragsvirksomheten har i dag faglig kapasitet innenfor fagfeltene

- ferskvannsbiologi
- fiskeribiologi
- herpetologi (amfibier/krypdyr)
- ornitologi
- småvilt
- fotodokumentasjon

Oppdragsvirksomheten påtar seg

- faunakartlegging og overvåking
- for- og etterundersøkelser ved naturinngrep
- konsekvensanalyser av planlagte naturinngrep
- biologisk verdievaluering/biodiversitetsanalyse
- forskningsoppgaver

Zoologisk avdelings geografiske arbeidsfelt vil normalt være innenfor Vitenskapsmuseets ansvarsområde; det vil grovt sett si fylkene Møre og Romsdal, Sør-Trøndelag, Nord-Trøndelag og Nordland. Så fremt vi har kapasitet bistår vi imidlertid også innen andre landsdeler.

Vi har lang erfaring i FoU innen våre fagfelt og bred erfaring fra samarbeid med forvaltningsmyndighetene på ulike plan. Dette medfører at vi kan tilby alle våre kunder et ferdig produkt:

- av faglig god standard
- til avtalt tid
- til konkurransedyktige priser

For å sikre dette, er det ønskelig at oppdrag blir bestilt i så god tid som mulig på forhånd. Spesielt er dette viktig ved arbeidsoppgaver som krever større feltinnsats.

Adresse: Universitetet i Trondheim
Vitenskapsmuseet
Zoologisk avdeling
7004 Trondheim

Tlf.nr.:
73 59 22 80 (avdelingen)
73 59 22 89 (LFI - ferskvannsekologi)
73 59 22 74 (ornitologi/småvilt)

Vitenskapsmuseet Rapport Zoologisk Serie 1995-2

HABITATVALG OG FORANDRINGER AV ØYENSTIKKERFAUNAEN I ET
SØRLANDSOMRÅDE, SOM FØLGE AV SUR NEDBØR, LANDBRUK OG
KALKNING

av

Dag Dolmen

Universitetet i Trondheim
Vitenskapsmuseet
Laboratoriet for ferskvannsekologi og innlandsfiske (rapport nr. 92)
Trondheim, mai 1995

ISBN 82-7126-878-3
ISSN 0802-0833

REFERAT

Dolmen, D. 1995. Habitatvalg og forandringer av øyenstikkerfaunaen i et sørlandsområde, som følge av sur nedbør, landbruk og kalkning. *Vitenskapsmuseet, Rapport Zoologisk Serie 1995-2: 1-86.*

I alt 152 vatn i jordbruks- og forsumningsområdene i Aust-Agder er blitt undersøkt mht. øyenstikkere (Odonata). Resultatene er sammenliknet med øyenstikkerfaunaen på 1930/40-tallet. Artene fordelte seg forskjellig mht. lokalitetenes elevasjon, pH, konduktivitet og vannfarge. Euryøke arter var: a) *Coenagrion hastulatum*, *Enallagma cyathigerum*, *Aeshna juncea*, *Somatochlora metallica*, *Libellula quadrimaculata*, b) *Lestes sponsa*, *Pyrrhosoma nymphula*, *Aeshna grandis*, *Cordulia aenea*, *Sympetrum danae*, c) *Erythromma najas*, *Aeshna cyanea*, *Sympetrum striolatum*, (*S. flaveolum*), myrtjernsarter: a) (*Aeshna subarctica*, *Ae. caerulea*), b) *Coenagrion johanssoni*, *Somatochlora arctica*, c) *Leucorrhinia albifrons*, *L. pectoralis*, oligo/mesotrofile lavlandsarter: a) *Orthetrum coerulescens*, b) *Calopteryx virgo*, *Cordulegaster boltoni*, og meso/eutrofe lavlandsarter: a) *Coenagrion puella*, *C. pulchellum*, *Ischnura elegans*, *Somatochlora flavomaculata*, *Sympetrum vulgatum*, b) *Brachytron pratense*.

Mange av øyenstikkerartene er verneverdige; de viktigste truslene er drenering av våtmark, sterk eutrofiering og forurensning. Flere øyenstikkerarter har lokalt forsvunnet sia 1930/40-tallet pga. forurensning: *C. virgo*, *E. najas*, *C. puella*, (*O. coerulescens?*), *L. caudalis* og *L. albifrons*. I kulturlandskapet har landbrukspåvirkningen imidlertid opprettholdt eller endog økt pH-nivået lokalt; det samme har kalkning over marin grense. Moderat landbruk virker generelt sett gunstig på øyenstikkerfaunaen. Men med intensivt landbruk forsvinner spesielt de sjeldne bekkeartene *C. virgo*, *O. forcipatus* og *C. boltoni*, dessuten *O. coerulescens* og arter knyttet til næringsfattige myrvannslokaliteter, slik som *Ae. caerulea*, *Ae. subarctica* og *S. arctica*. Industriutslipp er påvist å senke artsdiversiteten for øyenstikkere generelt i vassdrag.

Øyenstikkerartene atskilte seg i forhold til Henriksens forsumningsindikator. Blant artene som sjelden eller aldri opptrådte i forsurete lokaliteter var: *C. virgo*, *E. najas*, *C. puella*, *C. pulchellum*, *I. elegans*, *B. pratense*, *C. boltoni*, *O. coerulescens* og *S. striolatum*. *L. dubia* sto i en særstilling som eneste art med signifikant overvekt av funn i sterkt surt vann (pH < 6.0), endog ekstremt surt vann (pH < 4,6).

Liksom lokaliteter påvirket av landbruk innehar kalkete lokaliteter et relativt høyt antall øyenstikkerarter. Kalkning fører imidlertid lett til at de typiske myrvannsartene forsvinner, f.eks. *C. lunulatum*, dessuten *Ae. caerulea* og *Ae. subarctica*. Noe av løsningen mht. bevaring av den naturlige faunaen ligger trolig i forsiktigere og jevnere kalkning.

Emneord: øyenstikkere - habitat - forurensning - kalkning - landbruk

Dag Dolmen, Universitetet i Trondheim, Vitenskapsmuseet, Zoologisk avdeling, N-7004 Trondheim.

ABSTRACT

Dolmen, D. 1995. Habitat and changes of the dragonfly fauna in an area of Southern Norway, as a consequence of acid precipitation, agriculture, and liming. *Vitenskapsmuseet, Rapport Zoologisk Serie 1995-2*: 1-86.

Dragonfly (Odonata) investigations have been made in 152 lakes in agricultural and acidified areas of Aust-Agder county, Southern Norway. The results have been compared with the dragonfly fauna of the 1930/40ies. The species differed in their distribution with respect to elevation, pH, conductivity, and water colour of the localities. Euryecious species were: a) *Coenagrion hastulatum*, *Enallagma cyathigerum*, *Aeshna juncea*, *Somatochlora metallica*, *Libellula quadrimaculata*, b) *Lestes sponsa*, *Pyrrhosoma nymphula*, *Aeshna grandis*, *Cordulia aenea*, *Sympetrum danae*, c) *Erythromma najas*, *Aeshna cyanea*, *Sympetrum striolatum*, (*S. flaveolum*), bog species: a) (*Aeshna subarctica*, *Ae. caerulea*), b) *Coenagrion johanssoni*, *Somatochlora arctica*, c) *Leucorrhinia albifrons*, *L. pectoralis*, oligo/mesotrophic lowland species: a) *Orthetrum coerulescens*, b) *Calopteryx virgo*, *Cordulegaster boltoni*, and meso/eutrophic lowland species: a) *Coenagrion puella*, *C. pulchellum*, *Ischnura elegans*, *Somatochlora flavomaculata*, *Sympetrum vulgatum*, b) *Brachytron pratense*.

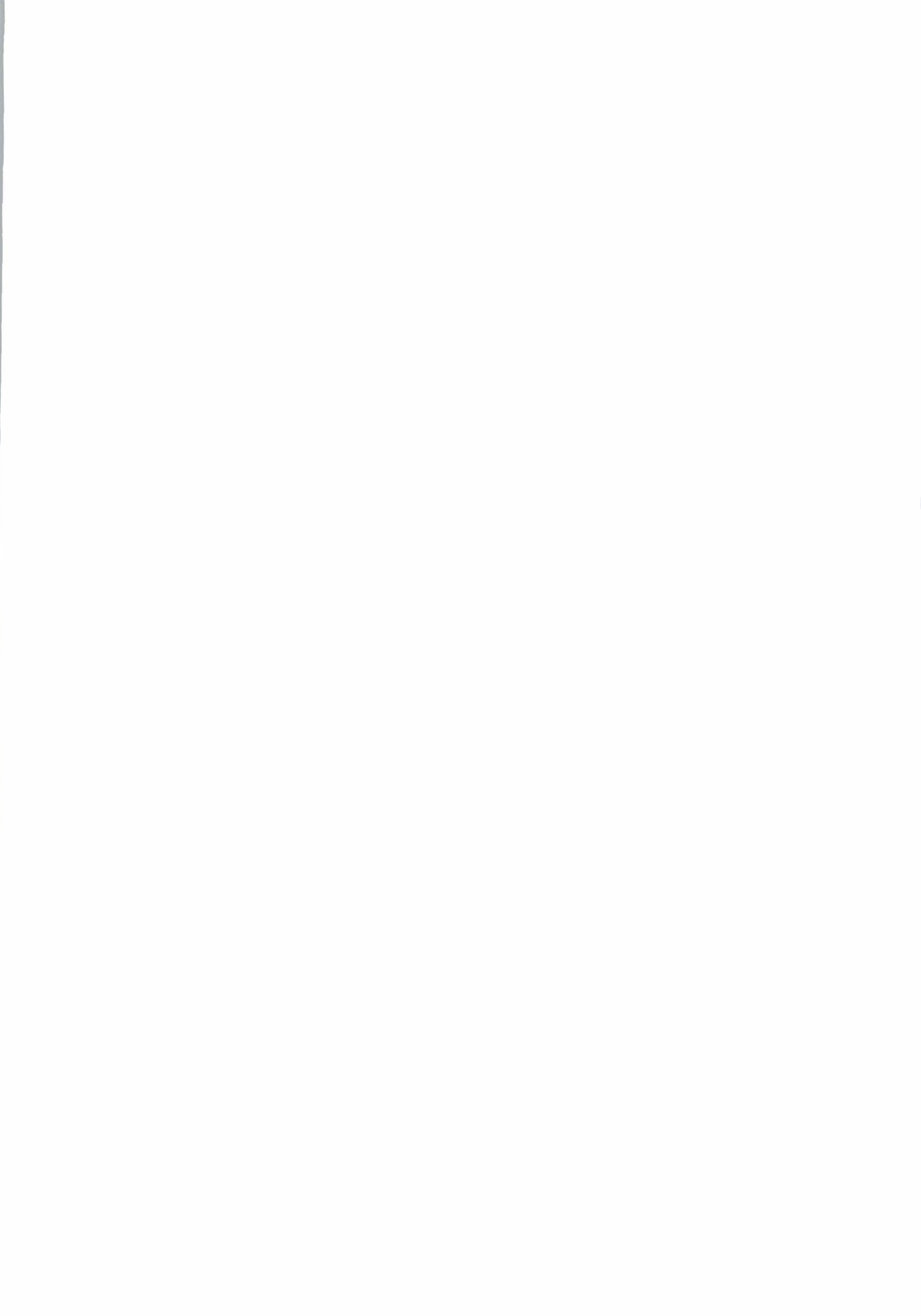
Many species of dragonflies are threatened, the main threats being draining of wetland, strong eutrophication, and pollution. Some species of dragonflies have disappeared locally since the 1930/40ies due to acidification: *C. virgo*, *E. najas*, *C. puella*, (*O. coerulescens?*), *L. caudalis*, and *L. albifrons*. In farmland areas, however, the influence of agriculture has stabilized or even increased the pH-level. Liming (above marin limit) has a similar effect. Moderate agriculture shows to have a positive influence on the dragonfly fauna. Intensive agriculture, however, seems to negatively influence or even eradicate especially the rare running-water species *C. virgo*, *O. forcipatus* og *C. boltoni*, besides *O. coerulescens* and species connected to oligotrophic bog localities, like *Ae. caerulea*, *Ae. subarctica*, and *S. arctica*. Industry effluents have been shown to decrease dragonfly diversity in a watercourse.

The dragonfly species differed with respect to Henriksen's acidification indicator. Among the species which never or only rarely occurred in acidified waters were: *C. virgo*, *E. najas*, *C. puella*, *C. pulchellum*, *I. elegans*, *B. pratense*, *C. boltoni*, *O. coerulescens*, and *S. striolatum*. *L. dubia* was unique, as the only species that occurred significantly more often than elsewhere, in strongly acidic localities (pH < 6.0), even extremely acidic localities (pH < 4,6).

Like localities influenced by agriculture, limed localities often have a relatively high number of species. Liming, however, may also lead to the eradication of typical bog species, like *C. lunulatum*, besides *Ae. caerulea* and *Ae. subarctica*. Part of a solution lies probably in a more careful and even liming practice.

Keywords: dragonflies - habitat - acidification - liming - agriculture

Dag Dolmen, University of Trondheim, Museum of Natural History and Archaeology, N-7004 Trondheim.



INNHold

REFERAT

ABSTRACT

FORORD	8
1 INNLEDNING	9
2 NORSKE ODonATER	9
3 OMRÅDEBESKRIVELSE	11
4 METODER OG MATERIALE	15
4.1 Lokalteter og undersøkelsestidspunkt	15
4.2 Registreringene	15
4.3 Statusvurdering	15
4.4 Vannprøvene	16
4.5 Inndeling av de ulike miljøparameterne	16
4.6 Statistikk	17
4.7 Materialet	17
4.8 Nomenklatur	17
5 ØYENSTIKKERNES HABITAT	18
5.1 Antall arter	18
5.2 Utbredelse i forhold til høyde over havet	18
5.3 Utbredelse i forhold til vannkvalitet	25
5.3.1 Surhetsgrad (pH)	25
5.3.2 Konduktivitet (elektrolyttisk ledningsevne K_{25})	25
5.3.3 Vannfarge (fargetall, Pt-verdi)	25
5.4 Habitatøkologisk klassifisering	41
5.4.1 Øyestikkerne og vegetasjon	41
5.4.2 Myrtjersartene	41
5.4.3 Euryøke arter evt. med lokal-europeisk preferanse for myr	43
5.4.4 Andre euryøke arter og overgangsformer	47
5.4.5 Lavlandsarter	48
5.4.6 Geografiske forskjeller og habitatskifte	50
5.5 Øyestikkerne økologisk kategorisert	51
6 FORSURNING OG EUTROFIERING	52
6.1 Øyestikkernes forsurningstoleranse	52
6.2 Toleranse vs. habitatpreferanse	60
6.3 Utbredelse i forhold til generell forsurning, landbruk og kalkning	62

7	FORANDRINGER OVER FEMTI ÅR: VIRKNINGEN AV SUR NEDBØR, LANDBRUK OG KALKNING	63
7.1	Forsurnings situasjonens utvikling	63
7.2	Kalkning over marin grense	65
7.3	Eutrofiering i jordbrukslandskapet	66
7.4	Arter i tilsynelatende framgang	66
7.5	Lokaliteter med påvist tilbakegang	67
7.6	Arter i tilbakegang	68
7.6.1	Generelt	68
7.6.2	Bekkeartene	69
7.6.3	Myrtjersartene	70
7.6.4	Andre arter	71
7.7	Viktige lokaliteter	71
7.7.1	Ubergsvatn	71
7.7.2	Solevatn	72
7.7.3	Romundstادتjern	72
7.7.4	Sørsvatn - Daletjern - Stoatjern - Solbergvatn	73
7.7.5	Skoletjern	73
7.8	Forklaringsmodeller	74
7.8.1	Artsframgangen og -tilbakegangen i jordbrukslandskapet	74
7.8.2	<i>Orthetrum cancellatum</i> og <i>Sympetrum flaveolum</i>	75
7.8.3	De mesotrofile "klarvanns"artene i jordbrukslandskapet	76
7.8.4	Myrtjersartene i lavlandet	77
7.8.5	Forsurningsområdene	77
8	FORVALTNING OG NATURVERN	79
8.1	Sjeldne arter	79
8.2	Landbruk, kalkning og kalkningsstrategi	80
9	UTVIDET SAMMENDRAG	81
10	LITTERATUR	83

FORORD

På bakgrunn av forurnings situasjonen i store deler av Sør-Norge, og spesielt i Agderfylkene, har det vært av interesse å dokumentere hvilken effekt forurningen har hatt på dyre- og plantelivet. Problemet en ofte møter i slikt arbeid er at fauna og flora ikke var grundig nok undersøkt før forurningen tok til. Et unntak har vi imidlertid i øyenstikkerne (Odonata). Gotfred Kvifte fra Arendal, senere professor i fysikk på Norges Landbrukshøgskole på Ås, studerte på 1930- og 40-tallet øyenstikkernes utbredelse og habitat samt mengdeforhold i ei rekke vatn i området Risør - Arendal - Vegår - Gjerstad i Aust-Agder. Samtidig ble surhetsgraden målt i de fleste lokalitetene. Disse registreringene er i dag et utmerket utgangspunkt for å dokumentere eventuelle forurningsrelaterte forandringer som måtte ha funnet sted mht. utbredelse og status for ei insektgruppe etter at sur nedbør ble et problem i området.

Nå omkring 50 år senere, i 1990 og -91, med suppleringsrunder i -92 og -94, foretok forfatteren derfor nye undersøkelser av G. Kviftes lokaliteter. Det ble etter hvert klart at ikke bare sur nedbør hadde påvirket miljøet, men også i høy grad intensivt jordbruk og til dels industriforurensning; dessuten kalkes ei rekke forsurete vatn for å opprettholde levevilkårene for fisk i området.

Rapportens første resultatdel (kapittel 5 og 6) beskriver øyenstikkernes habitat i denne delen av Aust-Agder fylke. I andre del (kapittel 7 og 8) beskrives forandringer i øyenstikkerfaunaen over en 50-årsperiode, som følge av sur nedbør, landbruk og kalkning, samt tanker omkring naturvern.

Prosjektet har vært finansiert av Direktoratet for naturforvaltning som oppdragsgiver. Hans Olsvik deltok i deler av feltarbeidet; han har også lest manuskriptet og gitt god hjelp til rapporten. Inggard Blakar/Syverin Lierhagen foretok vannanalysene for lok. 55-152. Jan Ivar Jansen, Einar Kleiven og Signe Lyngroth har gitt verdifull informasjon om geologi, vannkvalitet og kalkning mm i området. Leif Åge Strand har foretatt datautskrivningen av figurene. Fotografiene er, i tillegg til mine egne, tatt av Ove Bergersen og Hans Olsvik. Layouten er ved Toril Berg.

1 INNLEDNING

Øyestikkerne (Odonata) representerer et rikt utvalg av morfologiske, etologiske og økologiske miljøtilpasninger. Artenes ulike habitatpreferanser eller -krav har ført til bruket av noen av dem som bio-indikatorer (Carle 1979; Watson, Arthington & Conrick 1982). Insektene er store, vakre og relativt greie å artsbestemme. De senere åra har øyestikkerne også fått tilbørlig oppmerksomhet i internasjonalt naturvernarbeid, ettersom mange av dem viser en alvorlig tilbakegang i Europa: I Storbritannia, Nederland, (tidligere) Vest-Tyskland og i Sveits er henholdsvis 3, 9, 6 og 5 arter/underarter utryddet gjennom de siste tiåra, og 22-66% av alle øyestikkerartene regnes som mer eller mindre truede (Clausnitzer, Pretcher & Schmidt 1983; Geijskes & Tol 1983; Maibach & Meier 1987; Merritt 1987; Askew 1988). Hovedtruslene i disse tettbefolkete områdene av Europa er drenering og gjenfylling av våtmark og sterk eutrofiering og forurensning av dammer, sjøer og elver. I noen områder utgjør også sur nedbør et problem (Tol & Verdonk 1988).

Øyestikkernes habitater i Norge er tidligere kort behandlet av Sømme (1937) og Olsvik, Kvifte & Dolmen (1990), Olsvik & Dolmen (1992). De fleste typer naturlige vannansamlinger over en viss størrelse, og ikke for høyt til fjells, har bestander av én eller flere arter øyestikkere. Spesielt over marin grense (MG) har imidlertid forsurening, som følge av sur nedbør, blitt en alvorlig trussel for ferskvannsfauunaen generelt, i særlig grad på Sørlandet (Overrein, Seip & Tollan 1980). I lavtliggende jordbruksstrøk og tettbefolkete steder er det eutrofiering, saprobiering og annen forurensning som er det mest åpenbare biologiske problem for tjern og sjøer også i Norge. Situasjonen for øyestikkerne er spesielt nevnt av Olsvik et al. (1990) og Olsvik & Dolmen (1992). Av Norges 45 påviste øyestikkerarter står hele 28 på den norske rødlista og 3 på Bern-konvensjonens appendix 2 (jf. Størkersen 1992; Olsvik 1995). En bedre kjennskap til artenes utbredelse og økologi var derfor ønskelig ut fra et vernesympunkt.

Før sur nedbør og sterk eutrofiering ble alvorlige problemer i sørlandske vassdrag, var det imidlertid at den norske entomologen G. Kvifte gjorde sine undersøkelser over utbredelse og habitat, samt gjorde mengdeanslag for øyestikkere i denne landsdelen. Resultatene er nedfelt hos Kvifte (1942a, b, 1943) og Kvifte i Olsvik et al. (1990). Nye undersøkelser i 1990-91 skulle nå gi data for en sammenlikning med øyestikkerfaunaen på 1930/40-tallet. For å kunne forklare en mulig tilbakegang, evt. framgang for artene, lokalt eller regionalt, var det imidlertid også nødvendig med en grundigere dokumentasjon av artenes habitat og habitatpreferanse.

2 NORSKE ODONATER

Tabell 1 gir en systematisk oversikt over alle øyestikkerarter som til nå er funnet i Norge, om artenes eventuelle forekomst innen undersøkelsesområdet og om nasjonal vernestatus (jf. Olsvik et al. 1990; Olsvik & Dolmen 1992). Den taxonomiske stilling for én art trenger kommentar, nemlig *Sympetrum striolatum*. Nesten samtlige individer funnet i Aust-Agder, som i resten av landet, har tilhørt varianten *S. nigrescens*, av noen betraktet som en selvstendig art (se Gardner 1955; Hammond & Merritt 1983; Askew 1988).

Tabell 1. Liste over norske øyestikkere, eventuell forekomst innen undersøkelsesområdet i Aust-Agder, og nasjonal vernestatus. EX (extinct) = utdødd, E (endangered) = truet, V (vulnerable) = sårbar, R (rare) = sjelden. Klammeparentes viser tidligere forekomst

Ord. Odonata - øyestikkere	Aust-Agder	Status
U.ord. Zygoptera - vannymfer		
Fam. Calopterygidae		
<i>Calopteryx virgo</i> (L., 1758)	x	R
<i>C. splendens</i> (Harris, 1782)		E
Fam. Lestidae		
<i>Lestes sponsa</i> (Hansemann, 1823)	x	-
<i>L. dryas</i> Kirby, 1890		E
Fam. Platycnemididae		
<i>Platycnemis pennipes</i> (Pallas, 1771)		V
Fam. Coenagrionidae		
<i>Pyrhosoma nymphula</i> (Sulzer, 1776)	x	-
<i>Erythromma najas</i> (Hansemann, 1823)	x	-
<i>Coenagrion hastulatum</i> (Charpentier, 1825)	x	-
<i>C. lunulatum</i> (Charpentier, 1840)	[x]	E
<i>C. armatum</i> (Charpentier, 1840)		V
<i>C. johanssoni</i> (Wallengren, 1894)	x	R
<i>C. puella</i> (L., 1758)	x	R
<i>C. pulchellum</i> (Vander Linden, 1825)	x	-
<i>Enallagma cyathigerum</i> (Charpentier, 1840)	x	-
<i>Ischnura elegans</i> (Vander Linden, 1820)	x	-
U.ord. Anisoptera - libeller		
Fam. Aeshnidae		
<i>Aeshna caerulea</i> (Strøm, 1783)	x	-
<i>Ae. juncea</i> (L., 1758)	x	-
<i>Ae. subarctica</i> Walker, 1908	x	R
<i>Ae. cyanea</i> (Müller, 1764)	x	R
<i>Ae. grandis</i> (L., 1758)	x	-
<i>Brachytron pratense</i> (Müller, 1764)	x	V
Fam. Gomphidae		
<i>Gomphus vulgatissimus</i> (L., 1758)		E
<i>Onychogomphus forcipatus</i> (L., 1758)	[x]	E
Fam. Cordulegasteridae		
<i>Cordulegaster boltoni</i> (Donovan, 1807)	x	R
Fam. Corduliidae		
<i>Cordulia aenea</i> (L., 1758)	x	-
<i>Somatochlora metallica</i> (Vander Linden, 1825)	x	-
<i>S. alpestris</i> (Sélys, 1840)		R
<i>S. arctica</i> (Zetterstedt, 1840)	x	R
<i>S. sahlbergi</i> Trybom, 1889		E
<i>S. flavomaculata</i> (Vander Linden, 1825)	x	E
<i>Epitheca bimaculata</i> (Charpentier, 1825)		E
Fam. Libellulidae		
<i>Libellula quadrimaculata</i> L., 1758	x	-
<i>L. depressa</i> L., 1758		E
[<i>Orthetrum cancellatum</i> (L., 1758)]	[x]	EX
<i>O. coerulescens</i> (Fabricius, 1798)	x	V
<i>Sympetrum striolatum</i> (Charpentier, 1840)		-
<i>s. nigrescens</i> Lucas, 1912	x	-
<i>S. vulgatum</i> (L., 1758)	x	V
<i>S. flaveolum</i> (L., 1758)	x	R
<i>S. sanguineum</i> (Müller, 1764)		V
<i>S. danae</i> (Sulzer, 1776)	x	-
<i>Leucorrhinia caudalis</i> (Charpentier, 1840)	[x]	E
<i>L. albifrons</i> (Burmeister, 1839)	x	E
<i>L. dubia</i> (Vander Linden, 1825)	x	-
<i>L. rubicunda</i> (L., 1758)		-
<i>L. pectoralis</i> (Charpentier, 1825)	x	V

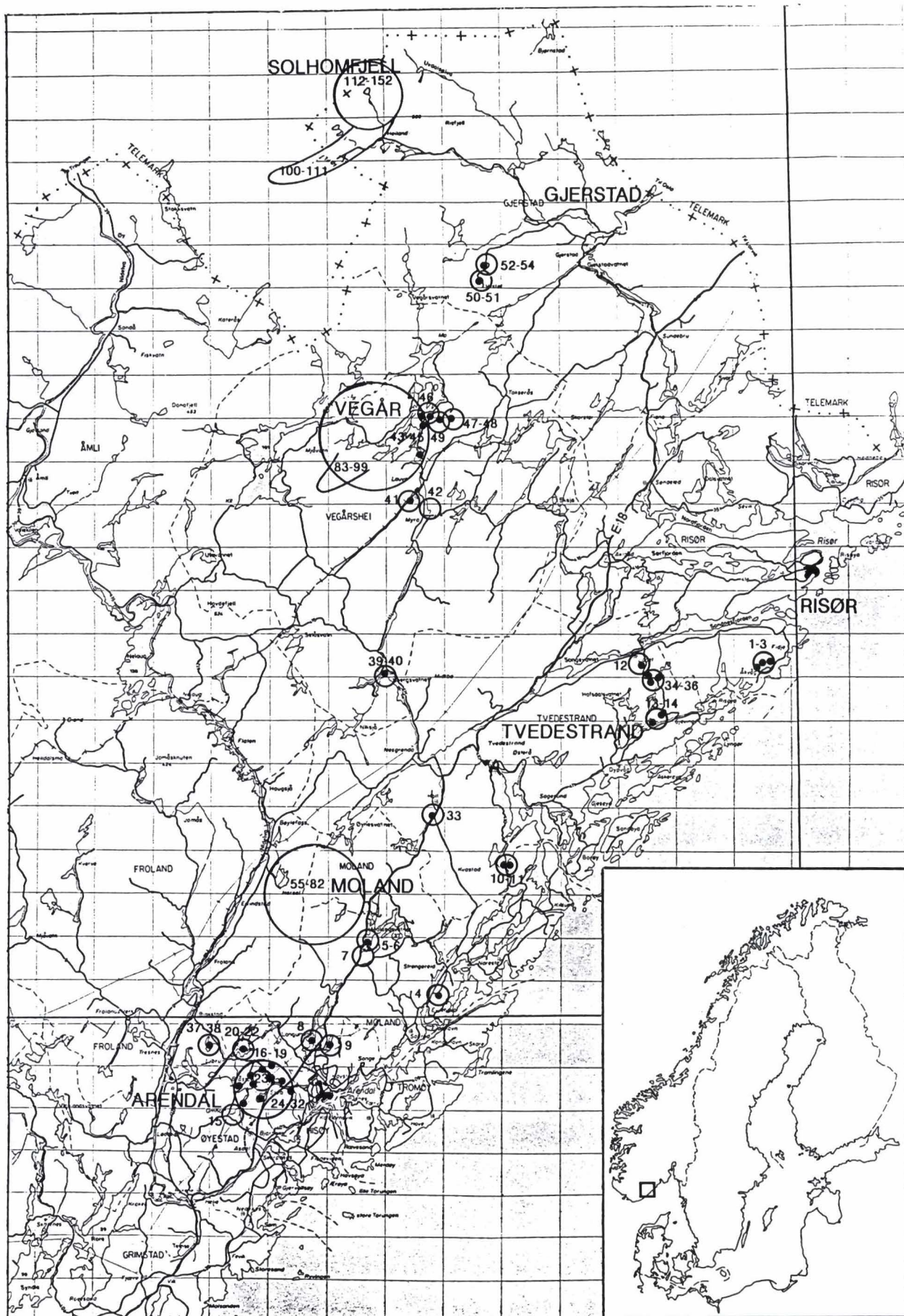
3 OMRÅDEBESKRIVELSE

Området dekkes av kartbladserie M-711 nr 1611 IV (Arendal), 1612 I (Gjerstad), 1612 II (Tvedestrand), 1612 III (Nelaug) og 1612 IV Vegår. Figur 1 viser de undersøkte lokalitetene i Aust-Agder, Tabell 2 viser de undersøkte lokalitetenes geografiske posisjon samt biotopp-parametere.

Berggrunnen i området (se Høltedahl & Dons 1960, Sigmond; Gustavson & Roberts 1984) består av granitt, granodioritt og gneisbergarter ved Solhomfjell på grensa Gjerstad/Nissedal, øyegneis og -granitt i Gjerstad, deler av Vegårshei (bredden av Sørfjorden i Vegår og omkring småvatna i nærheten) og i den ytre del av Laget-halvøya i Tvedestrand og Risør. Resten av området er stort sett tonalittisk og kvartsdioritisk gneis, båndet og med amfibolittlag, men med øyer og striper (parallelt med kystlinjen) av amfibolitt, metagabro og gabro. Nær kysten er det enkelte spredte skjellsandforekomster. Det meste av undersøkelsesområdet ligger i Bambleformasjonen, idet forkastningssonen går langsetter Nordfjorden av Vegår.

De undersøkte vatna ligger i kommunene Arendal (inkludert Øyestad og Moland), Froland, Tvedestrand, Risør, Vegårshei og Gjerstad (alle i Aust-Agder fylke), samt en tilgrensende del av Nissedal (i Telemark). Så godt som alle lokalitetene i de fire førstnevnte kommunene ligger under eller straks over MG, som her er på ca. 75 m o.h. (pers. medd. Jan Ivar Jansen, Fylkesmannen i Aust-Agder; jf. Høltedahl & Andersen 1960). En liten del av den sør-vestre enden av Vegårshei, hvor Ubergsvatn ligger, er også under grensen, mens resten av vatna i Vegårshei, Gjerstad og Nissedal ligger over den marine grense.

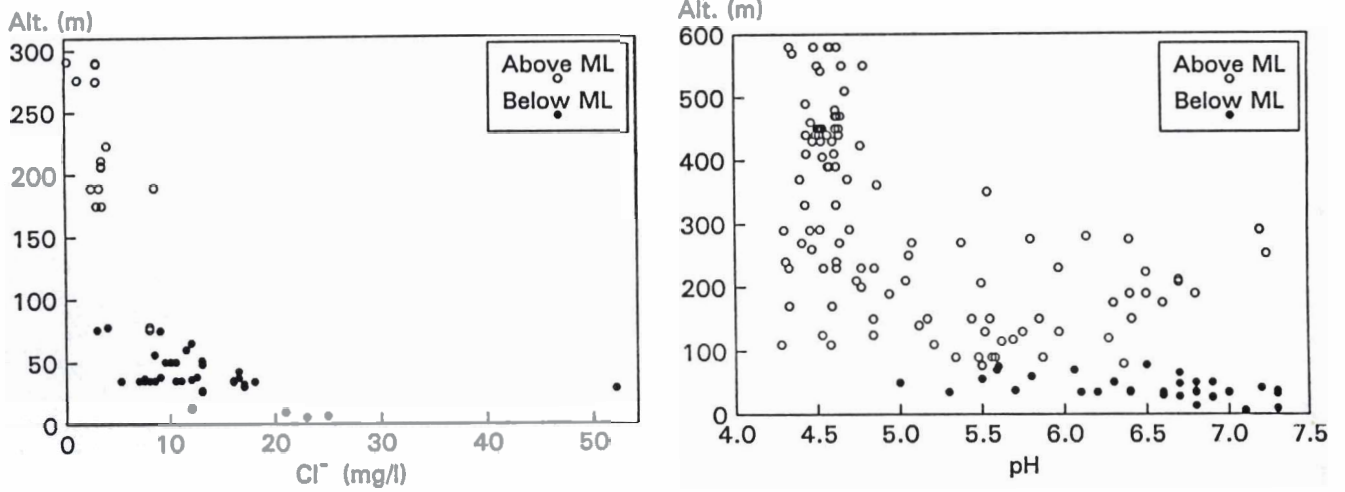
Området er ellers preget av et småkupert berg- og skogslandskap, med vegetasjonsgeografisk tilhørighet til Den boreonemorale region (nordlige edellauv- og barskogsone) (Dahl, Elven, Moen & Skogen 1986) og med jordbruk i dalene, først og fremst under den marine grense. Solhomfjell, i de indre deler av området, ligger imidlertid i Den mellomboreale region (midtre barskogsone). Årlig avrenning varierer fra 500-1000 til 1500 mm, økende fra kystlokalitetene og innover i landet (NVE & Statens kartverk 1986). Kloridinnholdet (med opprinnelse først og fremst i marine sedimenter og nedbør) avtar raskt med høyden over havet (avstanden til kysten) (Fig 2a), pH noe mer gradvis (Fig. 2b). Under MG varierte kloridinnholdet i området 5-52 mg/l, over MG fra 8 helt ned til under 1 mg/l. Vatna over MG er i regelen sterkt sure, forsuret bl.a. av langtransportert forurensning. Solhomfjell har vært mye benyttet som forskningsområde for virkningen av sur nedbør. pH varierte under MG fra 7,3 ned til 5,0, over MG fra 6,4 (7,2 kalka) til 4,3. Aluminiumsinnholdet, uspesifisert, i de fleste lokalitetene over MG er vist i Fig. 3. Verdiene er stort sett lave og de fleste lokalitetene dystrofe med høyt humusinnhold. Andelen og konsentrasjonen av labilt Al (spesielt giftig) anses som relativt lav (jf. f.eks. Wright, Rosseland & Raddum 1985). Noen av lokalitetene i forurningsområdet kalkes. De fleste lavlandslokalitetene bærer imidlertid preg av eutrofiering, først og fremst grunnet jordbruk. Littoralvegetasjonen her er således i regelen svært rik, mens den over marin grense reduseres til mest starr og torvmoser.



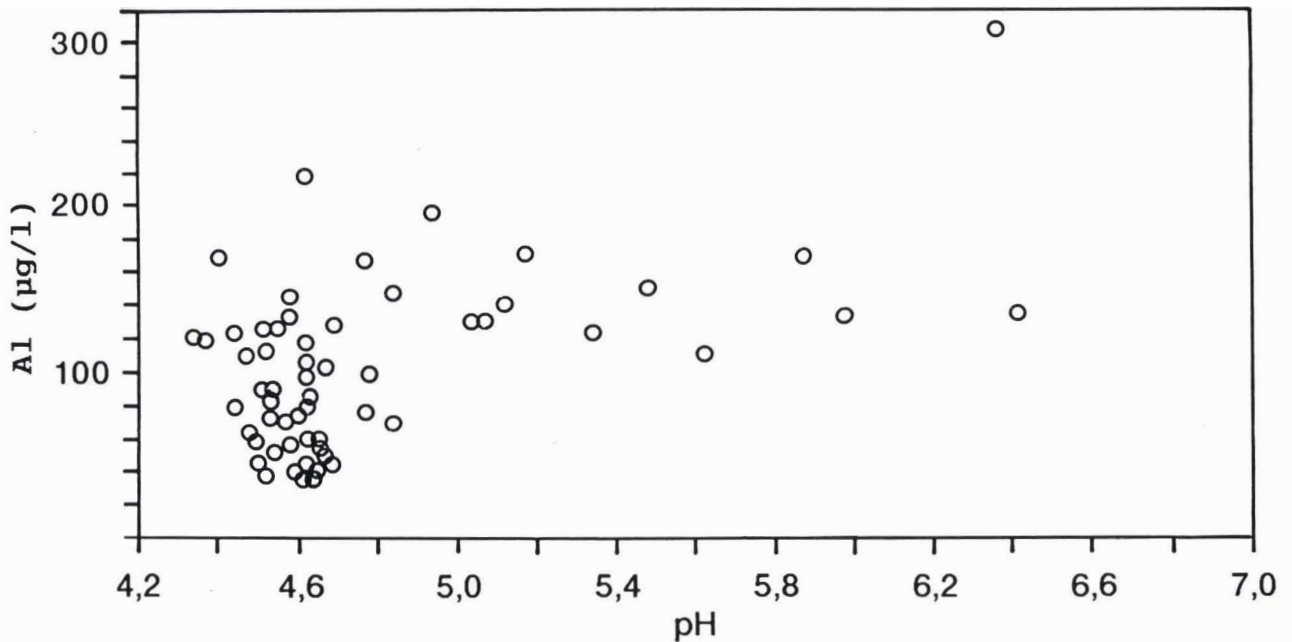
Figur 1. Geografisk plassering av de undersøkte lokalitetene i Aust-Agder (og Telemark). "Kvifte-lokalitetene" er avmerket med prikker. Tallene refererer til lokalitetsnummer (se Tabell 2).

Tabell 2. Geografisk plassering av de undersøkte lokalitetene i Aust-Agder. Lok. 1-54 (med unntak av 7, 15 og 23) er G. Kviftes gamle øyestikkerlokaliteter.

Lok.nr.	Lok.	UTM 32V	Alt.	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52	53	54	55	56	57	58	59	60	61	62	63	64	65	111	112	113	114	115	116	117	118	119	120	121	122	123	124	125	126	127	128	129	130	98	99	100	101	102	103	104	105	106	107	108	109	110	111	112	113	114	115	116	117	118	119	120	121	122	123	124	125	126	127	128	129	130	290	291	292	293	294	295	296	297	298	299	300	301	302	303	304	305	306	307	308	309	310	311	312	401	402	403	404	405	406	407	408	409	410	411	412	413	414	415	416	417	418	419	420	421	422	423	424	425	426	427	428	429	430	431	432	433	434	435	436	437	438	439	440	441	450	451	452	453	454	455	456	457	458	459	460	461	462	463	464	465	466	467	468	469	470	471	472	473	474	475	476	477	478	479	480	481	482	483	484	485	486	487	488	489	490	491	492	493	494	495	496	497	498	499	500
1	Kvernvt	NL 100038	5	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52	53	54	55	56	57	58	59	60	61	62	63	64	65	111	112	113	114	115	116	117	118	119	120	121	122	123	124	125	126	127	128	129	130	98	99	100	101	102	103	104	105	106	107	108	109	110	111	112	113	114	115	116	117	118	119	120	121	122	123	124	125	126	127	128	129	130	290	291	292	293	294	295	296	297	298	299	300	301	302	303	304	305	306	307	308	309	310	311	312	401	402	403	404	405	406	407	408	409	410	411	412	413	414	415	416	417	418	419	420	421	422	423	424	425	426	427	428	429	430	431	432	433	434	435	436	437	438	439	440	441	450	451	452	453	454	455	456	457	458	459	460	461	462	463	464	465	466	467	468	469	470	471	472	473	474	475	476	477	478	479	480	481	482	483	484	485	486	487	488	489	490	491	492	493	494	495	496	497	498	499	500
1	Kvernvt	NL 100038	5	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52	53	54	55	56	57	58	59	60	61	62	63	64	65	111	112	113	114	115	116	117	118	119	120	121	122	123	124	125	126	127	128	129	130	98	99	100	101	102	103	104	105	106	107	108	109	110	111	112	113	114	115	116	117	118	119	120	121	122	123	124	125	126	127	128	129	130	290	291	292	293	294	295	296	297	298	299	300	301	302	303	304	305	306	307	308	309	310	311	312	401	402	403	404	405	406	407	408	409	410	411	412	413	414	415	416	417	418	419	420	421	422	423	424	425	426	427	428	429	430	431	432	433	434	435	436	437	438	439	440	441	450	451	452	453	454	455	456	457	458	459	460	461	462	463	464	465	466	467	468	469	470	471	472	473	474	475	476	477	478	479	480	481	482	483	484	485	486	487	488	489	490	491	492	493	494	495	496	497	498	499	500



Figur 2. Forholdet mellom elevasjon (alt.) og a) kloridinnhold i "Kvifte-lokalitetene" og b) pH i samtlige undersøkte lokaliteter. Kloridinnhold og pH avtar med høyden eller avstanden til havet, men påvirkes også av tilsig fra gardsbruk og dyrka mark, samt kalkning.



Figur 3. Aluminiumsinnholdet (totalt syreaktivt) i forhold til pH i 90 av lokalitetene over marin grense. (Noen verdier overlapper.)

4 METODER OG MATERIALE

4.1 Lokalteter og undersøkelsestidspunkt

G. Kviftes lokaliteter, på kyststrekningen Risør - Tvedestrand - Arendal, og innover i landet til Vegår og Gjerstad, ble i en del tilfeller oppdelt mer detaljert enn tidligere, i det utløp og evt. innløp ble holdt atskilt fra vatna ellers. I tillegg ble det lagt til tre nye lokaliteter.

Disse undersøkelsene ble gjort i 1990 (5.-9. juni, 3.-9. juli, 9.-14. august) og 1991 (6.-9. juni, 18.-21. juli, 10.-19. august) og med supplerende undersøkelser i 1992 (5.-10. juni, 9.-10. juli, 8.-9. august) og 1994 (8. juli).

Det eksisterte imidlertid også øyenstikkerregistreringer i forbindelse med et annet prosjekt, fra 98 lokaliteter i et tilgrensende område: Arendal - Vegår - Solhomfjell (Dolmen & Blakar 1989). Dette prosjektet var blitt gjennomført i 1988 (2.-7. juni, 18.-23. juli) med supplerende undersøkelser i 1989 (25.-28. mai). Data fra begge prosjektene er her benyttet i beskrivelsen av øyenstikkernes habitat.

I sammenlikningen av artenes forekomst i de to delprosjektene vil nok imidlertid "Kviftelokalitetene" komme noe bedre ut enn lokalitetene fra den andre undersøkelsen, ettersom innsatsen i førstnevnte prosjekt var større. Men med mulig unntak av noen få seinsommerarter gir også den andre undersøkelsen tilfredsstillende dekning av de aktuelle artene.

4.2 Registreringene

Undersøkelsene ble gjort ganske like de G. Kvifte hadde foretatt. Registreringa av flygende eller i vegetasjonen/på bakken hvilende øyenstikkere ble gjort under langsom gang langs bredden av vatnet eller elva. Også vindskjermete, solrike steder i nærheten ble besøkt. Omkring én time ble brukt hver gang på hver lokalitet (men dette kunne variere en del).

Insektene var vanligvis greie å identifisere på avstand, noen ganger ved hjelp av feltkikkert. Enkelte individer måtte imidlertid fanges inn for nærmere undersøkelse. I en del tilfelle ble også larver (nymfer) innsamlet, dessuten exuvier (avkastete nymfehuder).

4.3 Statusvurdering

Ideelt sett skulle en bare benyttet seg av larver, exuvier eller nyklekte, immature dyr; disse vitner om sikker forplantning og utvikling ved en lokalitet (Refsaas 1986). Slikt arbeid er imidlertid svært tidkrevende og gir ofte bare magert resultat, spesielt i fiskevann, der larvene pga. predasjonstrykket er få og vanskelige å finne.

Et annet problem for artslista er streifindivid ("strayers"), dvs. individer som ikke hører heime i lokaliteten, og vil ikke formere seg der, men som bare er på "gjennomreise" (jf. Carle 1979; Refsaas 1986). Eksemplarer som anses som streifindivid er her tatt med i artslistene, men ikke i forbindelse med beskrivelsen av artenes miljø.

En forsommerart som *B. pratense* med kort flygetid og med (vanligvis) opptreden i lite antall, kan lett overses. Også *Ae. cyanea*, *Ae. grandis*, *C. aenea* og *S. metallica* kan være lette å overse, da de ofte opptrer bare i lite antall på hver lokalitet. Andre arter forekommer imidlertid normalt i stort antall gjennom et lengre tidsrom av sommeren. Og selv om noen av disse ofte typisk holder til på flytebladsvegetasjonen ute på vannet (f.eks. *E. najas*), vil de fleste være greie å få registrert.

Vanligvis dekker en de aller fleste artene ved tre undersøkelsesrunder gjennom en sesong (ideelt: begynnelsen av juni, midtre juli og midtre august). Sjeldne arter (f.eks. *S. vulgatum*) kan likevel komme til å unngå oppmerksomheten, ikke minst fordi den kan "skjule seg" bak en annen av utseende liknende art, nemlig *S. striolatum*, som ofte opptrer i stort antall på et sted. Noen arter (som *C. virgo*) har obligatorisk toårig cyklus og kan derfor i verste fall opptre bare annethvert år. (Arten ble under mine undersøkelser knapt nok registrert i 1990 og i 1992, men opptrådte tallrik ved flere lokaliteter i 1991.) De aller fleste øyestikkerne flyr dessuten bare i solskinn. Supplerende undersøkelser har derfor vært nødvendige, fordi en ønsket å få med hele artsinventaret ved de ulike lokalitetene.

Vurderinga av artenes status ved en lokalitet kan være vanskelig. Påliteligheten av estimatet er, som nevnt ovafor, avhengig av årstid, antallet og varigheten av besøkene, og dessuten av værforholdene. I dette prosjektet ble hver lokalitet besøkt minst tre ganger gjennom hele sommeren. Dersom 5 eller færre imagines ble observert ved en visitt på et sted, ble arten bedømt å være "fåtallig" på stedet; 6-10 var "flere", mens flere enn 10 var "mange" (flere enn 25 var "svært mange"). Senere, som grunnlag for evalueringa av arten på stedet, ble benyttet beste "scoring" under besøkeene sett under ett.

4.4 Vannprøvene

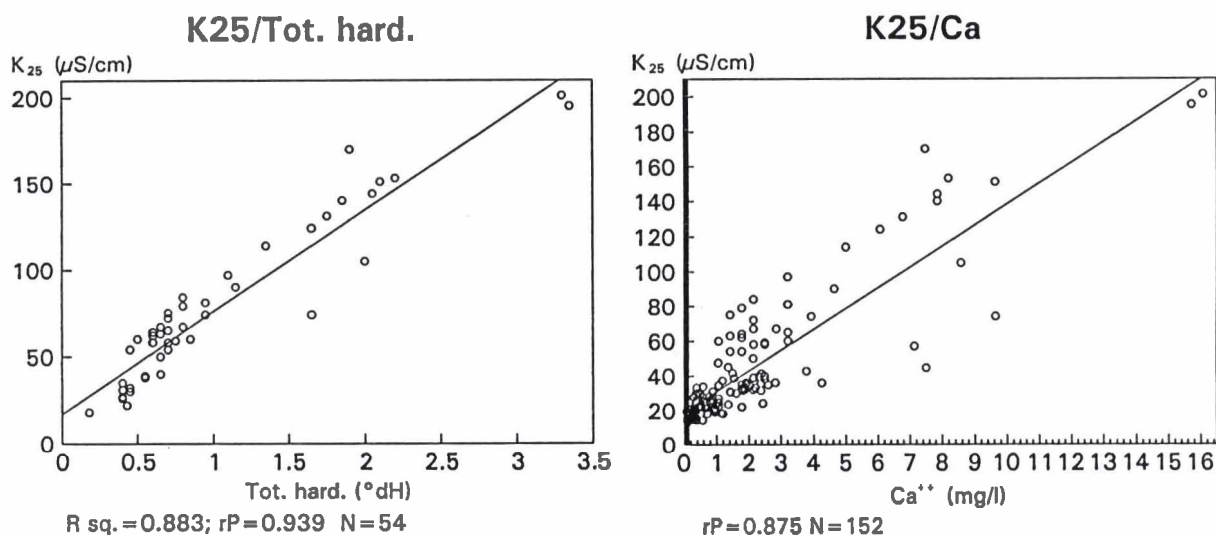
Vannprøver ble tatt tidlig på sommeren i rene polyetylenflasker, vanligvis i én armlengdes avstand ut fra bredden, på 15 cm dyp. For G. Kviftes lokaliteter (lok. 1-54) ble pH bestemt kolorimetrisk på stedet ved hjelp av en "Hellige" pH-komparator og med bromthymolblå og methylrød som indikatorer. (For sammenlikningens skyld. Dette er samme metode som ble benyttet av G. Kvifte). Vannfarge (Pt-verdi) ble bestemt med komparator og Nessler-rør. Konduktivitet (K_{25}) ble målt ved hjelp av et "Delta Scientific" konduktivitetmeter. Total hardhet og Ca^{2+} ble funnet ved EDTA-titrering (Titriplex) og Cl^- ved $AgNO_3$ -titrering.

For de andre lokalitetene (lok. 55-152) ble disse parameterne undersøkt ved annen metodikk: pH ble målt potensiometrisk med et Radiometer PHM 84 med separat glass- og calomel-elektrode. Vannfarge ble bestemt spektrofotometrisk på membranfiltrert vann ($0,45 \mu m$) med Shimadzu UV-160 ved 410 nm i en 5 cm gjennomstrømningskuvette. Konduktivitet ble målt med en platinaelektrode tilkopleet et Radiometer CDM 80. Ca^{2+} ble analysert på et Perkin-Elmer 1100 B atomabsorpsjon-spektrofotometer. Cl^- ble bestemt ved Alpkem Superflow 3590.

4.5 Inndeling av de ulike miljøparameterne

For praktisk omtale og for statistisk analyse ble verdiene innafor hver av de benyttete miljøparameterne oppstykket i ulike kategoriavsnitt (jf. Økland 1979; Dolmen 1981, 1988):

- **Elevasjon:** lavlandet: under MG (ca. 75 m o.h.), midtre høydekategori: 75-299 m o.h. og øvre høydekategori: fra og med 300 m o.h.
- **pH:** sterkt surt: $\text{pH} < 6,0$ (inkluderer ekstremt surt: $\text{pH} < 4,6$), svakt surt: $\text{pH} 6,0-6,6$, nøytralt: $\text{pH} 6,7-7,3$ (og basisk: $\text{pH} \geq 7,4$).
- **Vannfarge:** oligohumøst: $\text{Pt} < 15$, mesohumøst: $\text{Pt} 15-40$ og polyhumøst: $\text{Pt} > 40$ mg/l.
- **Konduktivitet:** (ut fra sterk korrelasjon med total hardhet og kalsiuminnhold, se Fig. 4a,b) bløtt vann: $K_{25} < 46$, middels bløtt: $K_{25} 46-75$, hardt vann: $K_{25} \geq 76$ $\mu\text{S}/\text{cm}$.



Figur 4. Korrelasjonen mellom konduktivitet (K_{25}) og a) total hardhet ("Kvifte-lokalitetene") og b) Ca^{2+} i undersøkelsesområdet. $P < 0,0000$.

4.6 Statistikk

Chi-square test for to variable uten forventede verdier ble benyttet i vurderinga om artenes preferanse/toleranse for bestemte verdiavsnitt innen de forskjellige vannparametere. Samme test er også benyttet ved sammenlikning av øyenstikkerfaunaen i kalkete og ikke-kalkete lokaliteter.

4.7 Materialet

Datagrunnlaget mht. arter er beskrevet ovafor. Bare et fåtall øyenstikkere fra noen av lokaliteter er imidlertid samlet inn og tatt vare på; disse er oppbevart på Vitenskapsmuseet, Universitetet i Trondheim.

4.8 Nomenklatur

Nomenklaturen følger Askew (1988), med unntak av *Sympetrum nigrescens* Lucas, 1912, som her betraktes som en variant av *S. striolatum* (Charpentier, 1840).

5 ØYENSTIKKERNES HABITAT

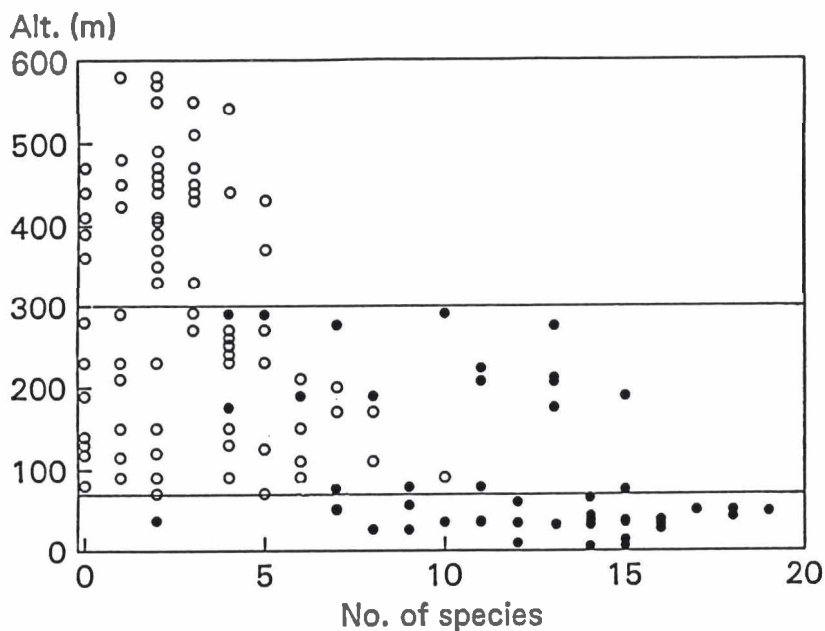
5.1 Antall arter

Øyenstikkere ble funnet i 139 av de 152 undersøkte lokalitetene. I alt 30 arter ble registrert, fordelt på 10 vannymfer (Zygoptera) og 20 libeller (Anisoptera) (Tabell 1 og 2). Dette er totalt 67% av de artene som til nå er oppdaget i landet. Det høyeste artstallet registrert ved noen lokalitet var 19 (lok. 31 Skoletjern, samt lok. 16-17 sett sammen: Sagvatn med utløpselv). Artene fordelte seg ofte svært forskjellig mht. de målte miljøparameterne.

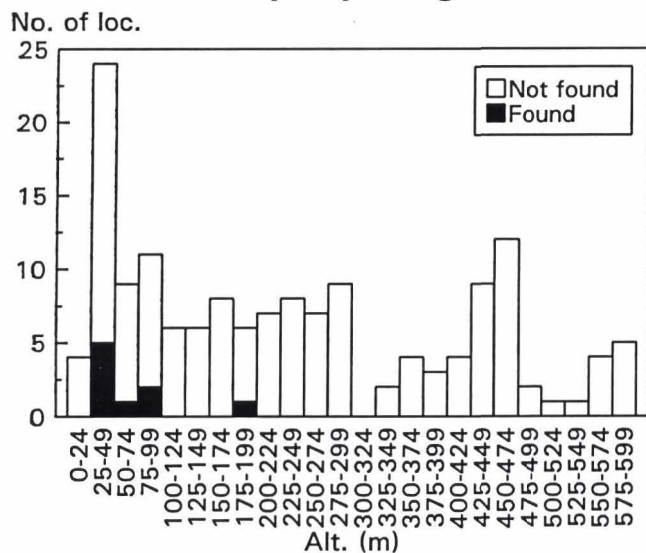
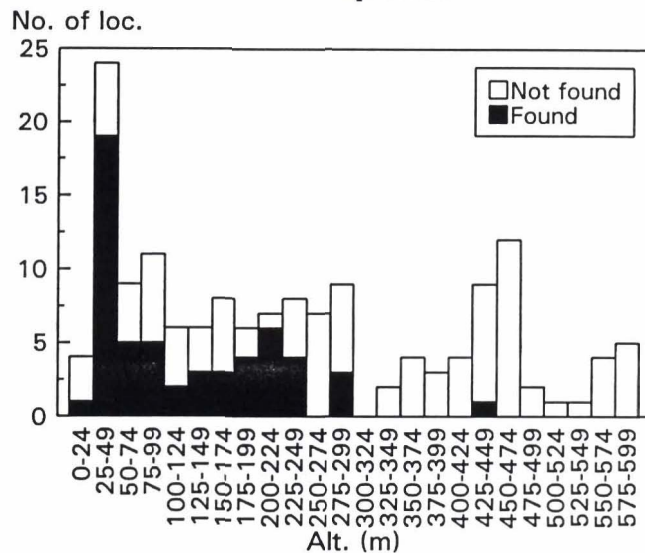
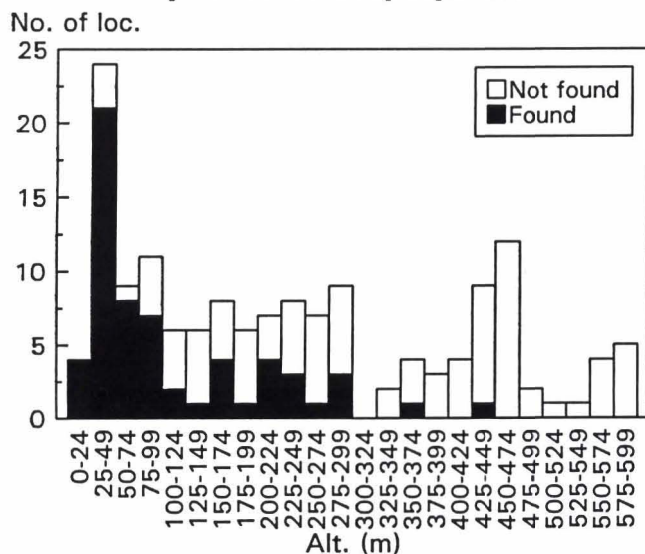
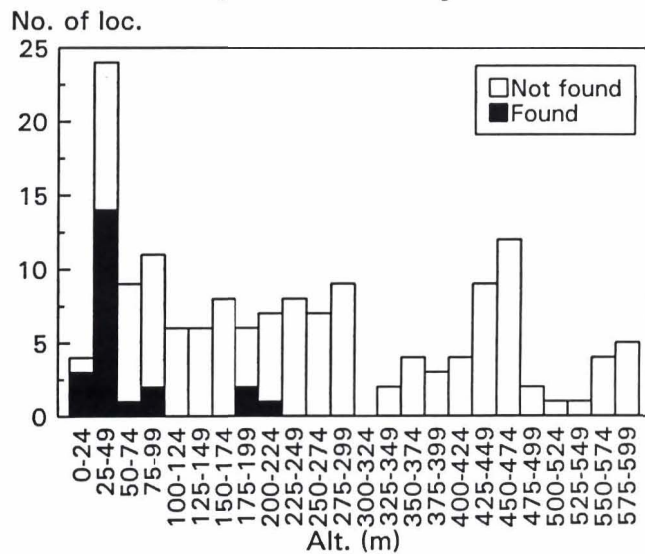
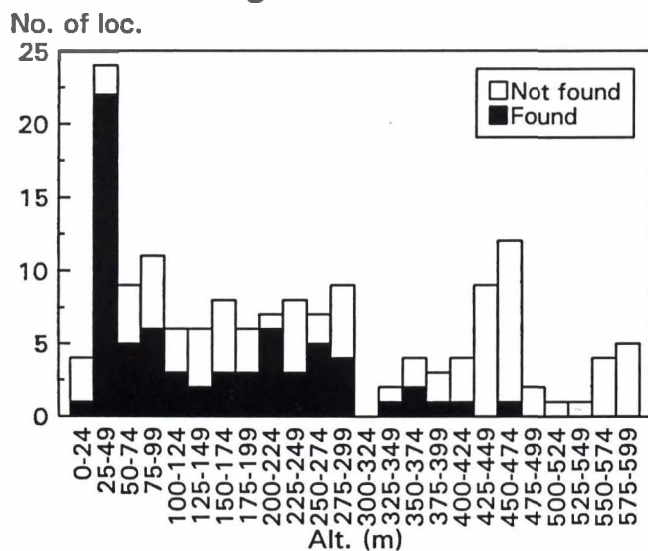
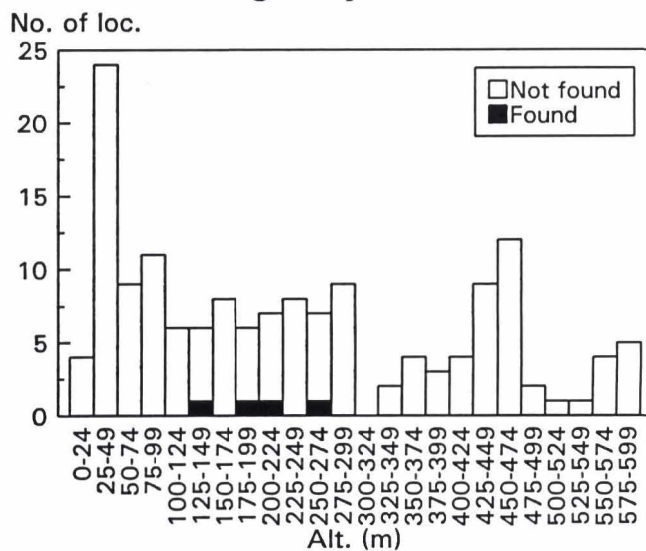
5.2 Utbredelse i forhold til høyde over havet

Det var en generell trend at antallet øyenstikkerarter avtok med høyden over havet (innover i landet) (Fig. 5 og 6). Av relativt vanlige arter i området ble *C. puella*, *C. pulchellum*, *I. elegans*, *B. pratense* og *L. pectoralis* alltid registrert bare under (evt. på) marin grense (ca. 75 m). Forholdet var høyt signifikant (se Tabell 3). (Samme utbredelsesmønster - men ikke signifikant - syntes å gjelde for de mer sjeldne artene *C. boltoni*, *S. flavomaculata* og *S. vulgatum*.) Spesielt *O. coerulescens*, men også *C. virgo*, *E. najas*, tildels også *Ae. cyanea* og *S. striolatum* viste overveiende antall, evt. signifikant overvekt av funn under marin grense, selv om de også mer sporadisk forekom innen neste, dvs. midtre høydekategori (75-300 m o.h.).

L. sponsa, *P. nymphula*, *Ae. grandis*, *C. aenea*, *L. quadrimaculata* og *S. danae* har, sammenliknet med de tidligere nevnte artene, betydelig større utbredelse i midtre høydekategori, selv om også disse er i signifikant større grad knyttet til lavlandslokalitetene.

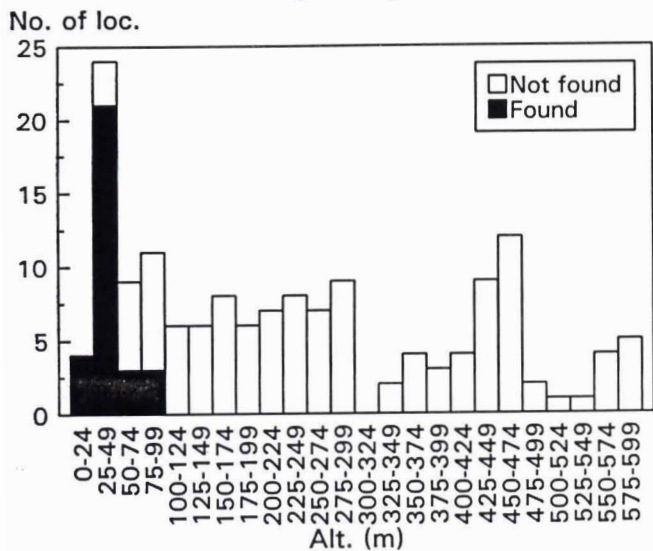


Figur 5. Forholdet mellom elevasjon (alt.) og antall øyenstikkerarter ved de ulike lokalitetene innen undersøkelsesområdet. Antall arter minker med høyden over havet. ● viser "Kvifte-lokalitetene", ○ andre lokaliteter.

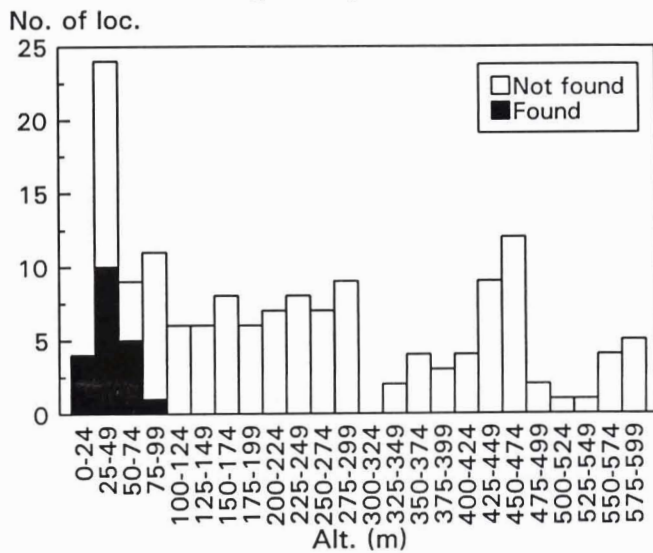
Calopteryx virgo**Lestes sponsa****Pyrhosoma nymphula****Erythromma najas****Coenagrion hastulatum****Coenagrion johanssoni**

Figur 6. Forekomst av øyestikkerartene i forhold til elevasjon (alt.).

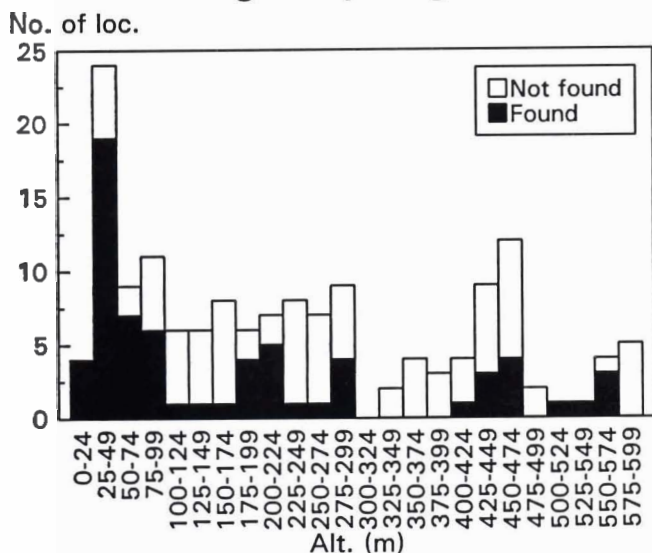
Coenagrion puella



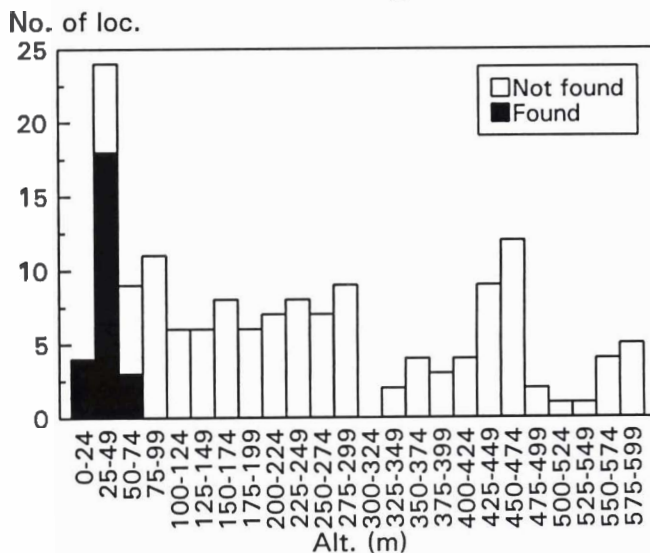
Coenagrion pulchellum



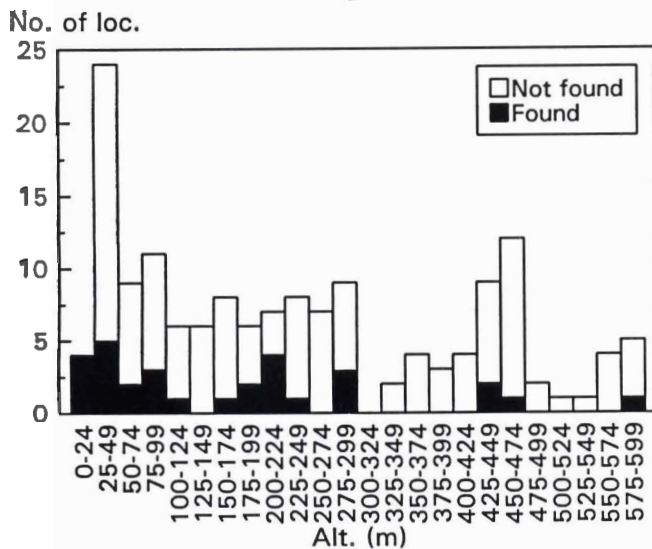
Enallagma cyathigerum



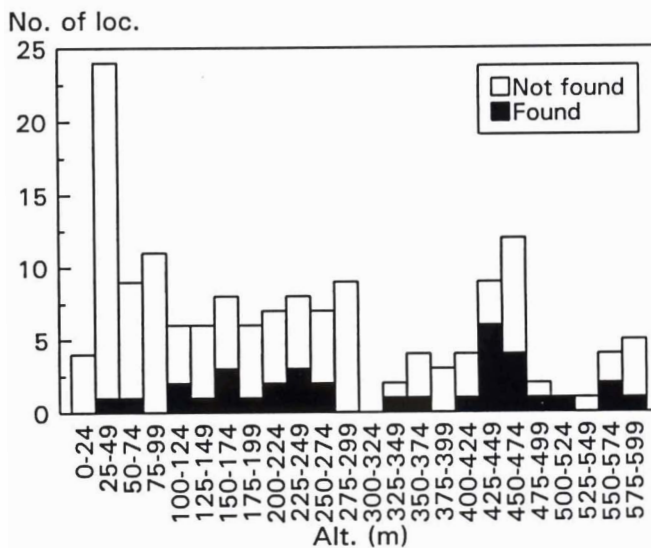
Ichnura elegans



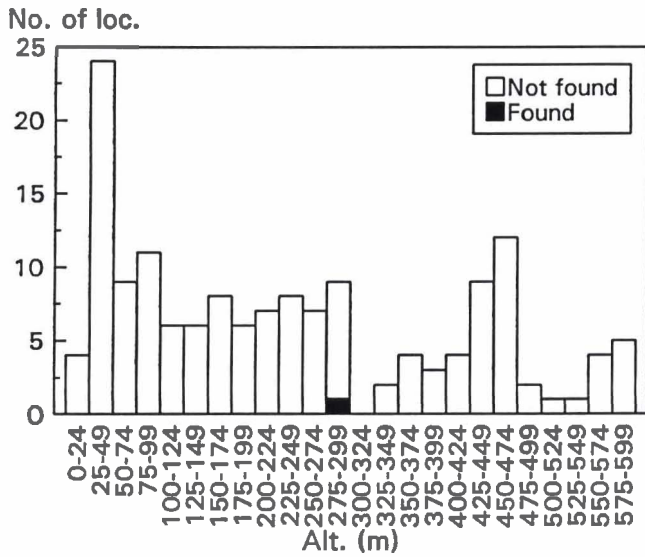
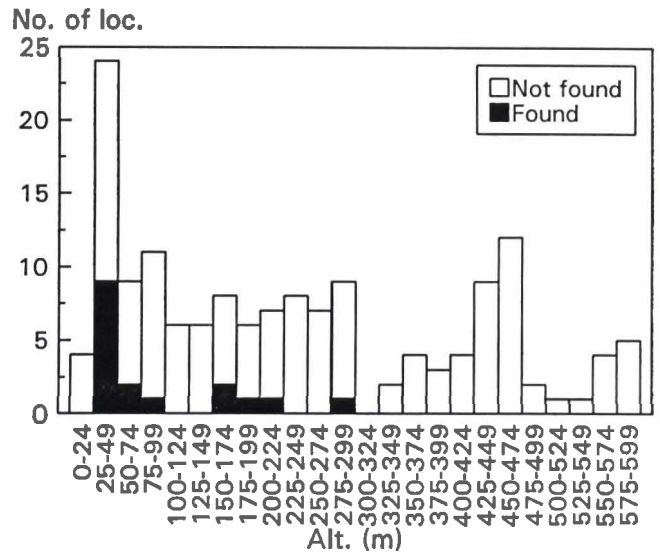
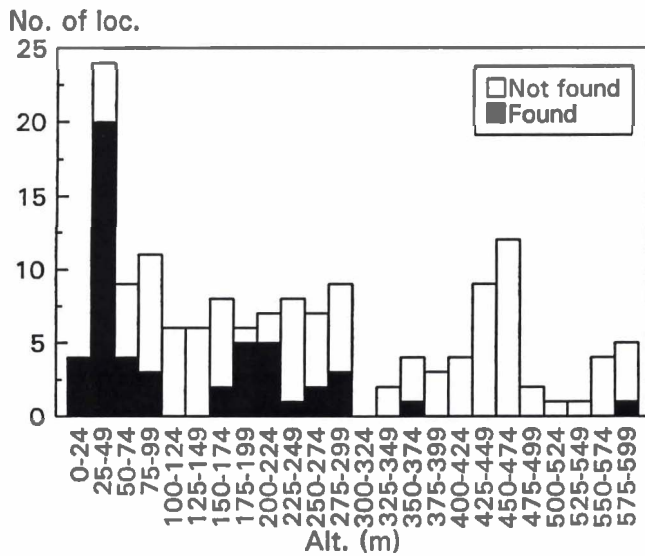
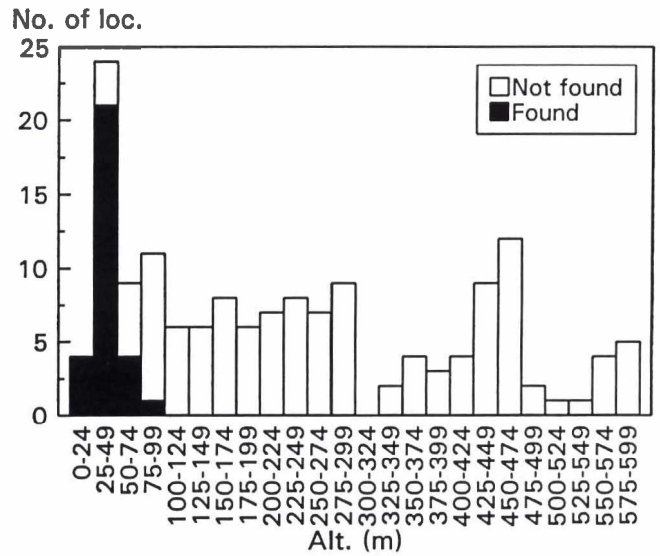
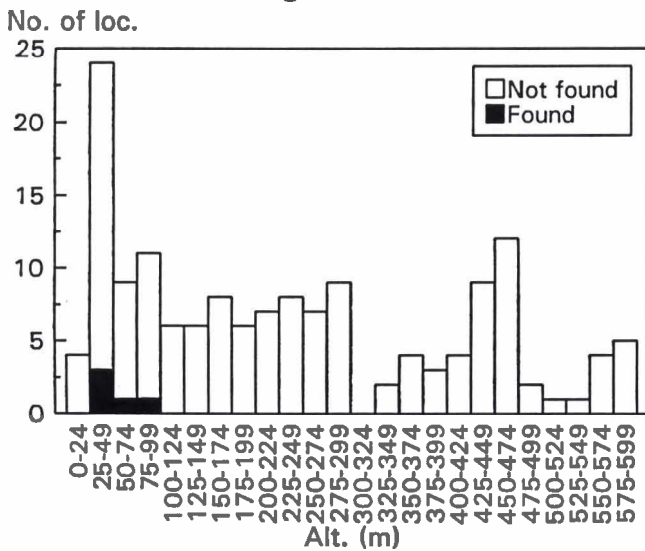
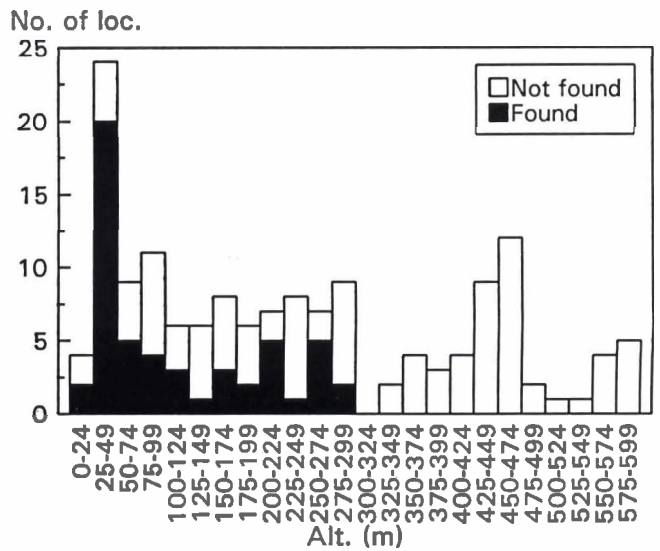
Aeshna juncea



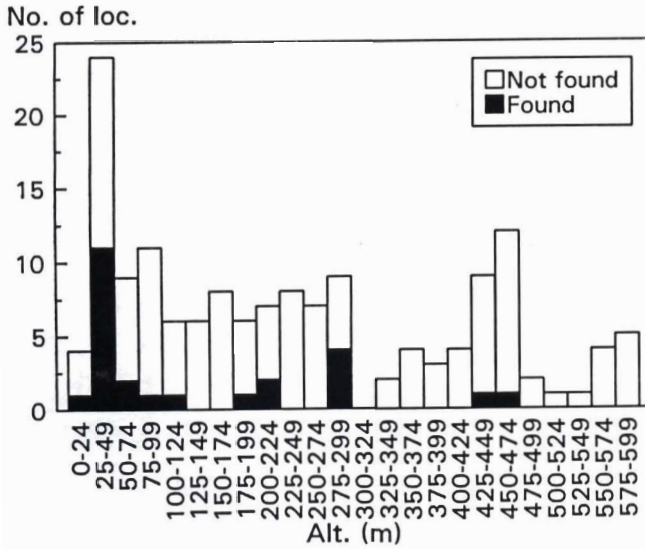
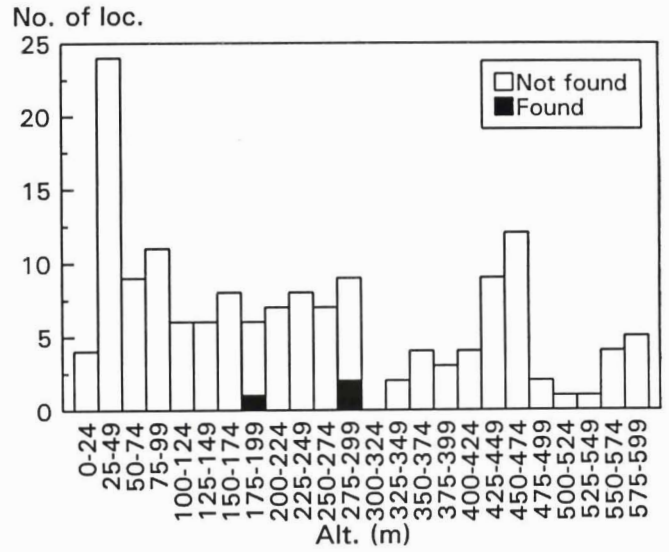
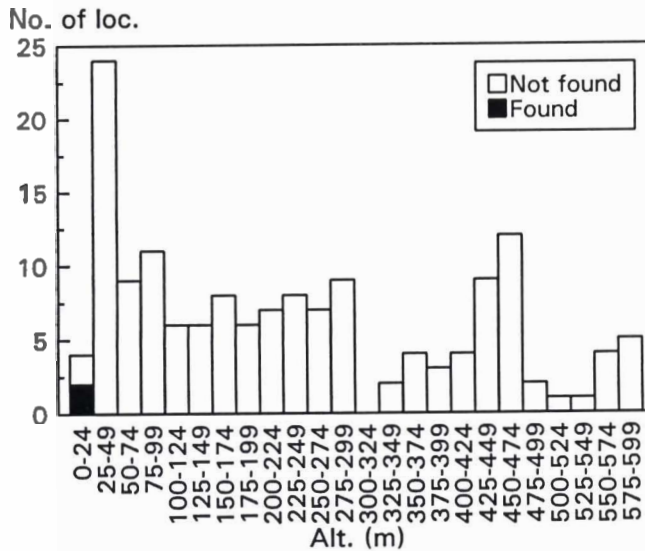
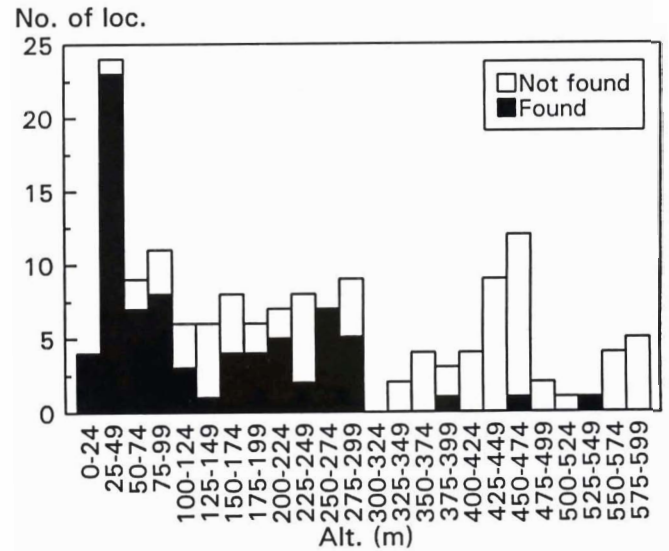
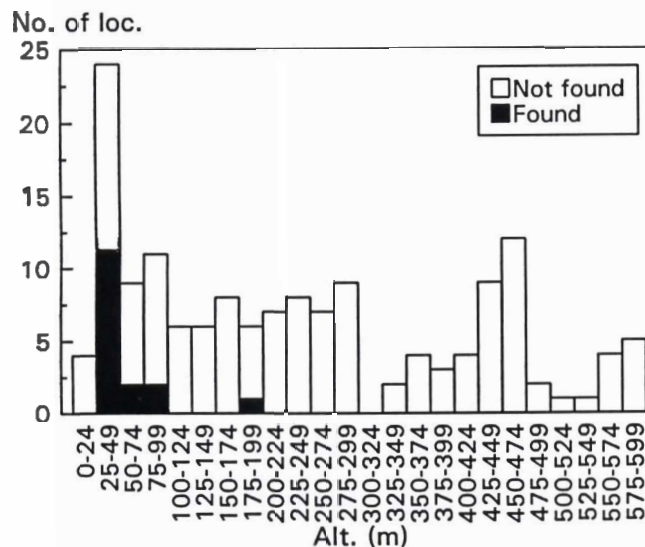
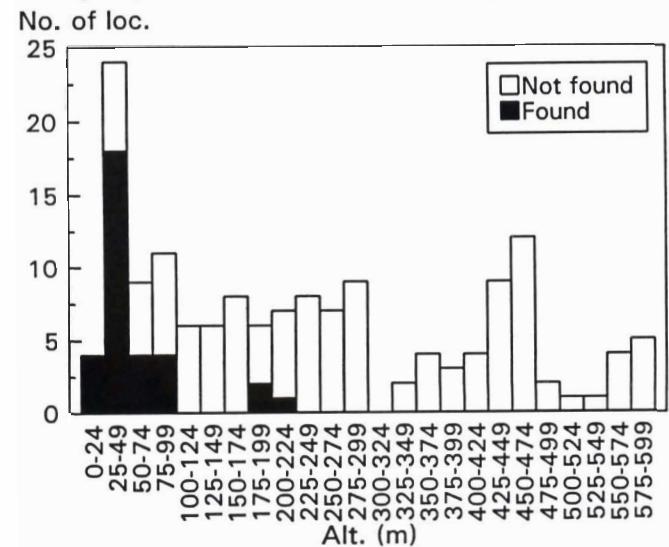
Aeshna sp.



Figur 6 forts.

Aeshna subarctica***Aeshna cyanea******Aeshna grandis******Brachytron pratense******Cordulegaster boltoni******Cordulia aenea***

Figur 6 forts.

Somatochlora metallica**Somatochlora arctica****Somatochlora flavomaculata****Libellula quadrimaculata****Orthetrum coerulescens****Sympetrum striolatum/nigrescens**

Figur 6 forts.

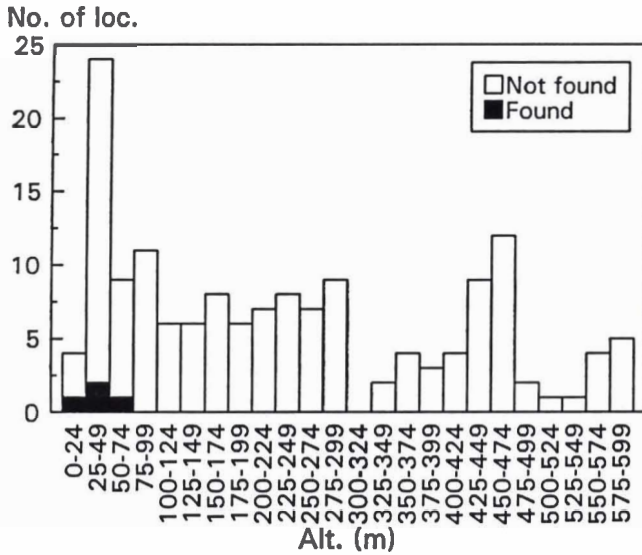
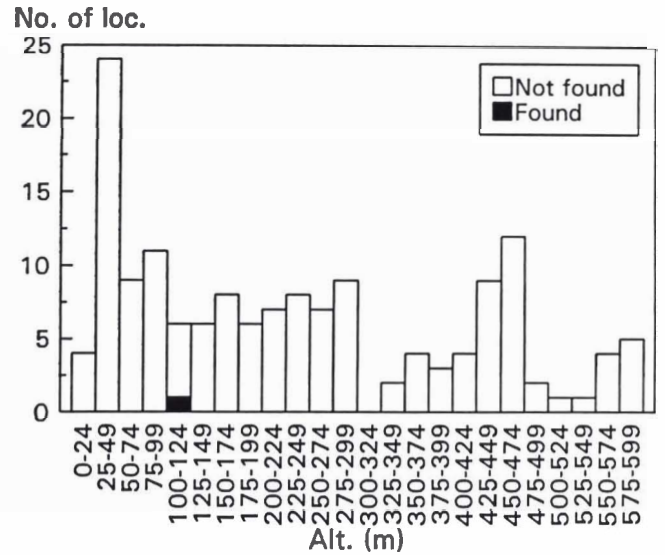
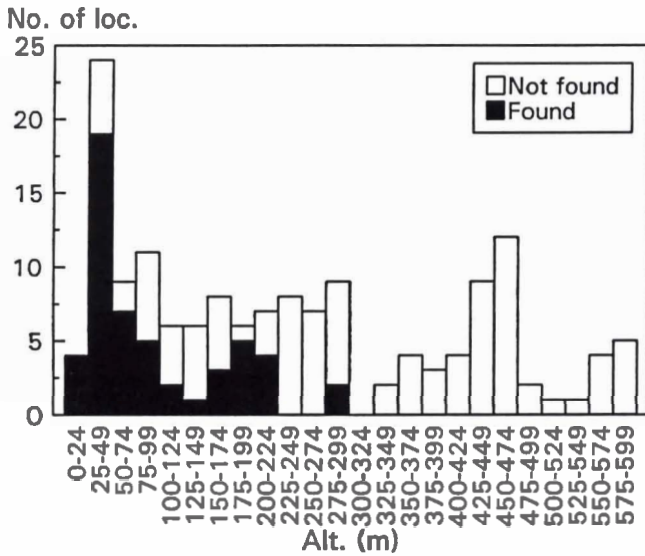
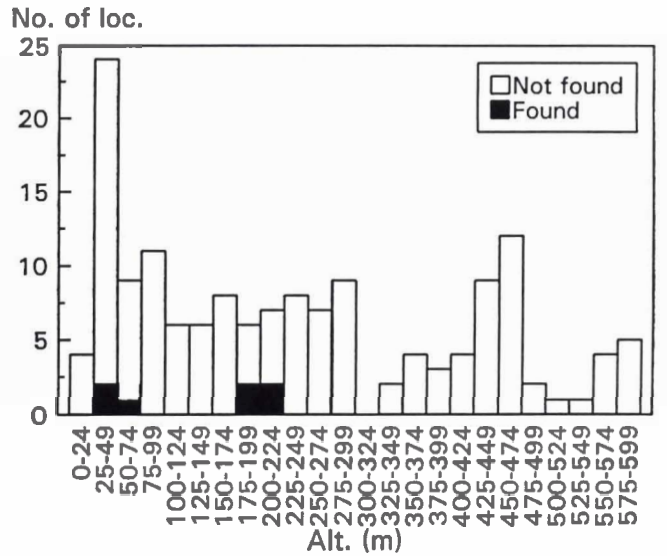
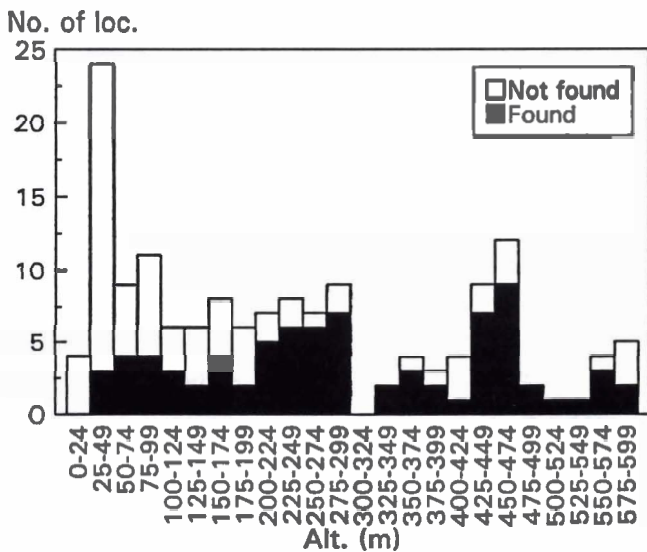
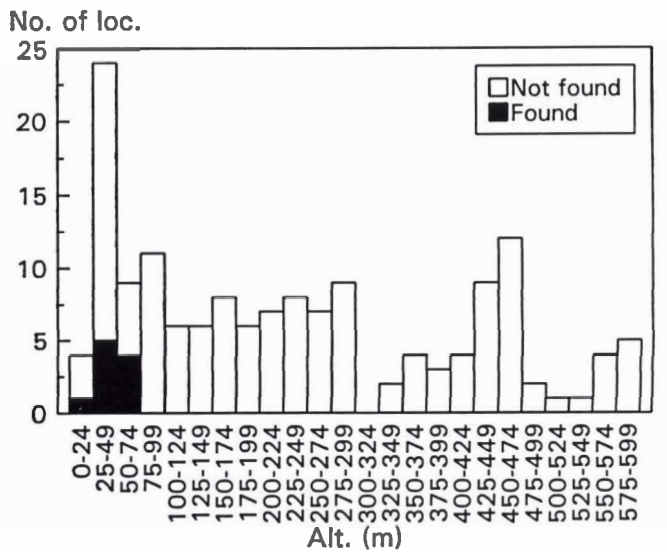
Sympetrum vulgatum**Sympetrum flaveolum****Sympetrum danae****Leucorrhinia albifrons****Leucorrhinia dubia****Leucorrhinia pectoralis**

Figure 6 forts.

Tabell 3. Øyestikkerartenes forekomst i forhold til ulike miljøparametere (inndelt i kategorier, se metodekapitlet): elevasjon (m o.h.), pH, konduktivitet (K_{25}) og vannfarge (Pt-verdi). Piler, evt. med signifikansnivå, peker mot høyere forekomst/frekvens. Parentes viser ikke-forekomst. Korte horisontale strek indikerer tilnærmet samme frekvens som nabointervallet. Lang horisontal linje viser at nabointervaller er slått sammen ved de statistiske beregningene

	Elevasjon (m o.h.)			pH			K_{25} ($\mu\text{S}/\text{cm}$)			Pt-tall (mg Pt/l)		
	-74(MG) P<	75-299 P<	300- P<	-5,9 P<	6,0-6,6 P<	6,7 P<	-45 <P	46-75 <P	76- <P	-14 <P	15-39 <P	40- <P
<i>C. virgo</i> *		← 0,05	()	→		←	→		←		←	
<i>L. sponaa</i>		← 0,02	← 0,001	0,02→	→		0,001→		---		← 0,001	---
<i>P. nymphula</i>		← 0,001	← 0,001	0,02→	→		0,001→	0,05→			← 0,02	---
<i>E. najas</i>		← 0,001	()	0,001→	0,02→		0,001→	0,01→			← 0,02	←
<i>C. hastulatum</i>			0,02	← 0,001	0,01→	→	0,001→		---		←	←
<i>C. johanssoni</i>	()		()						()			
<i>C. puella</i>		← 0,001	()	0,001→	0,05→		(0,001)→	← 0,005			← 0,001	---
<i>C. pulchellum</i>		← 0,001	()	0,01→	0,01→		(0,001)→	→			←	---
<i>E. cyathigerum</i>		← 0,001	---	0,01→	→		0,001→		---		← 0,01	←
<i>I. elegans</i>		←(0,001)	()	0,01→	→		(0,001)→	0,001→			← 0,02	← 0,05
<i>Ae. juncea</i>		←	←	→	→		0,05→		---		---	←
<i>Ae. juncea</i> /sp.		---			←→				---		→	---
<i>Ae. subarctica</i>	()		()		()	()		()	()	()	()	()
<i>Ae. cyanea</i>		← 0,01	←(0,05)	0,01→		---	0,01→	→			←	←
<i>Ae. grandis</i>		← 0,001	← 0,001	0,001→	→		0,001→	0,05→			←	←
<i>B. pratense</i>		← 0,001	()	0,001-	0,01→		0,001→	0,01→			← 0,01	---
<i>C. boltoni</i> *		()	()	()		()	()				()	()
<i>C. aenea</i>		← 0,001	←(0,001)	→	0,001→		0,001→		---		← 0,05	---
<i>S. metallica</i>		← 0,01	←	0,001→	→		0,001→		←		← 0,01	---
<i>S. arctica</i>	()		()						()			
<i>S. flavomaculata</i>		()	()	()	()		()	()	()	()		
<i>L. quadrimaculata</i>		← 0,001	← 0,001	0,01→	0,01→		0,001→		---		← 0,02	← 0,001
<i>O. coerulea</i>		← 0,001	()	0,001→		← 0,05	0,001→		← 0,05		← 0,01	---
<i>S. striolatum</i>		← 0,001	←(0,05)	0,001→	→		0,001→	→			← 0,01	---
<i>S. vulgatum</i>		()	()	()	()		()	()				()
<i>S. flaveolum</i>	()		()	()	()	()	()	()	()	()	()	()
<i>L. albifrons</i>			()						()		← 0,05	←
<i>L. dubia</i>	0,001→	→		**	← 0,001	---		← 0,05	← 0,02		0,02→	()
<i>L. pectoralis</i>		←(0,001)	()	---	→		()					← 0,02

* Sammenliknet bare innafor rennende vann

** *L. dubia*: signif. ($P < 0,01$) oftere i ekstremt surt vann ($\text{pH} < 4,6$) enn i sterkt surt ($\text{pH} 4,6-5,9$)

5.3 Utbredelse i forhold til vannkvalitet

5.3.1 Surhetsgrad (pH)

Spesielt eller relativt euryacide arter var *L. sponsa*, *P. nymphula*, *C. hastulatum*, *E. cyathigerum*, *Ae. juncea*, *Ae. grandis*, *C. aenea*, *S. metallica*, *L. quadrimaculata* og *S. danae*. De fleste artene viste imidlertid overvekt av tilstedeværelse i nøytralt/alkalisk vann (Fig. 7; Tabell 3). Dette kommer klarest fram for *E. najas*, (*C. puella*), *C. pulchellum*, (*I. elegans*) og *B. pratense*. *O. coerulescens* ble signifikant oftest funnet i svakt surt vann; det samme syntes å være tilfelle med *C. virgo* og *C. boltoni*, men tallmaterialet her er lite. Dessuten utpekte *L. dubia* seg som eneste art som syntes å preferere (signifikant) sterkt surt vann (pH < 6,0), faktisk aller mest (signifikant) ekstremt surt vann (pH < 4,6). Men selv *L. dubia* kunne finnes ved høyere pH-verdier, faktisk så høye som 7,2.

5.3.2 Konduktivitet (elektrolyttisk ledningsevne K_{25})

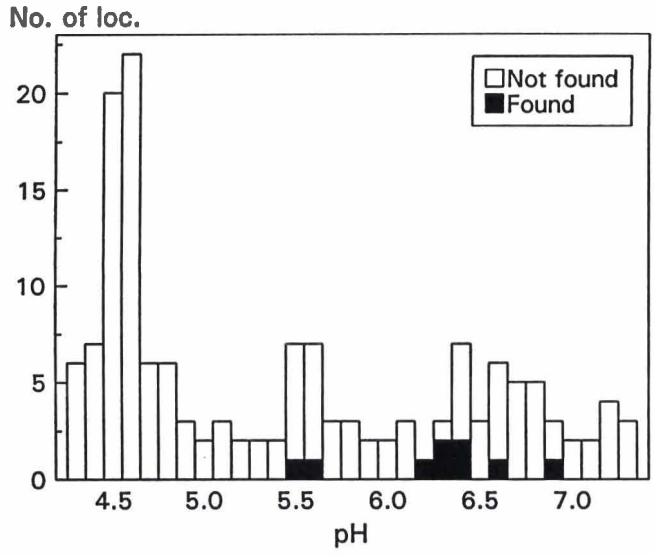
Som nevnt i metodekapitlet er det en sterk korrelasjon mellom total hardhet, dessuten også kalsiuminnhold, og konduktivitet. Nedenfor behandles derfor bare øyenstikkernes forhold til vannets konduktivitet.

Utbredelsesmønsteret mht. konduktivitet følger ganske godt det for pH (Fig. 8; Tabell 3). De fleste artene var vanligst i den øvre del av spekteret, dvs. i hardt vann, evt. i middels bløtt/hardt vann. De mest typiske artene her er igjen *E. najas*, *C. puella*, *C. pulchellum*, *I. elegans* og *B. pratense* (dessuten *L. pectoralis*). Middels bløtt vann var hyppigste leveområde for *O. coerulescens*, (*C. virgo* og *S. metallica*) og bløtt vann for *L. dubia*.

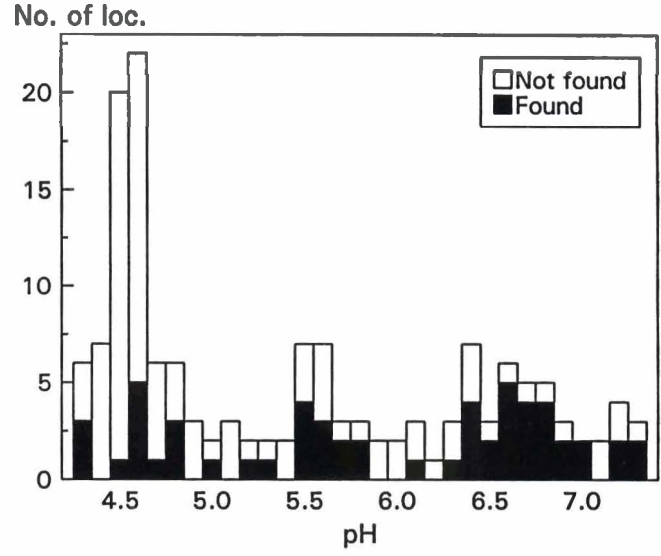
5.3.3. Vannfarge (fargetall, Pt-verdi)

De aller fleste artene har sin viktigste utbredelse i relativt klart, dvs. ikke-humøst vann (Fig. 9; Tabell 3). Mest tydelig er dette for *O. coerulescens* (et eksemplar funnet ved lok. 15 (Pt-verdi 200) er sannsynligvis et streifindivid fra den nærliggende meget gode lok. 16/17. (Det samme er tilfelle for *C. puella* i lok. 15, dessuten for *E. cyathigerum* i lok. 51, som trolig kommer fra lok. 50.) *L. dubia* syntes imidlertid å foretrekke middels humøst vann.

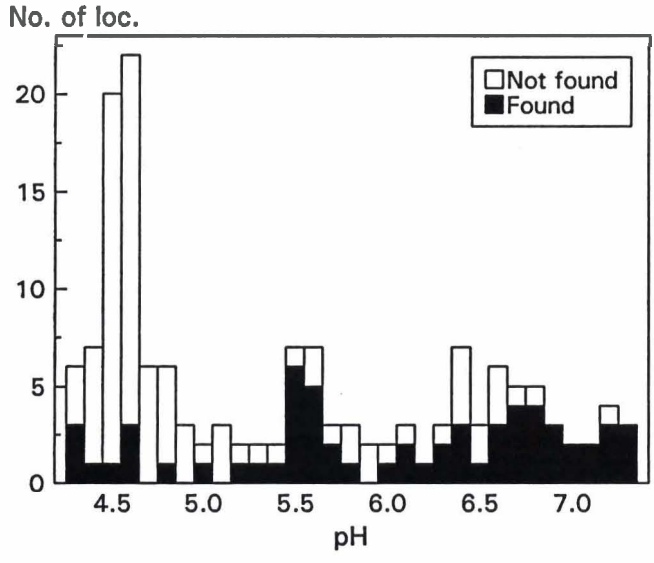
Calopteryx virgo



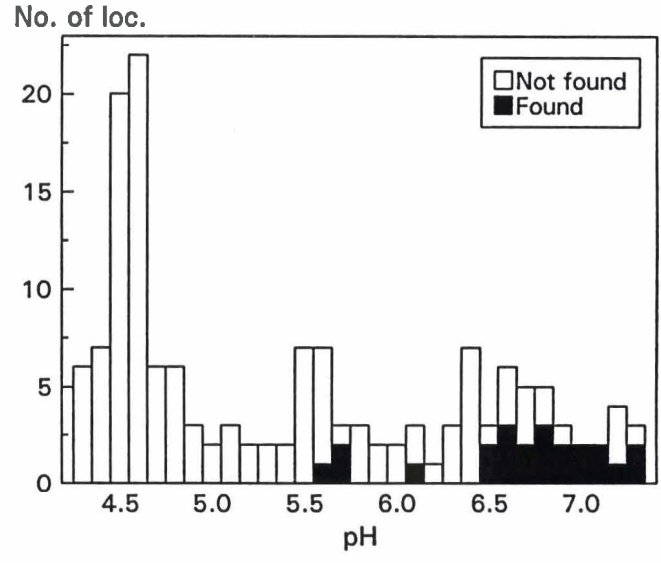
Lestes sponsa



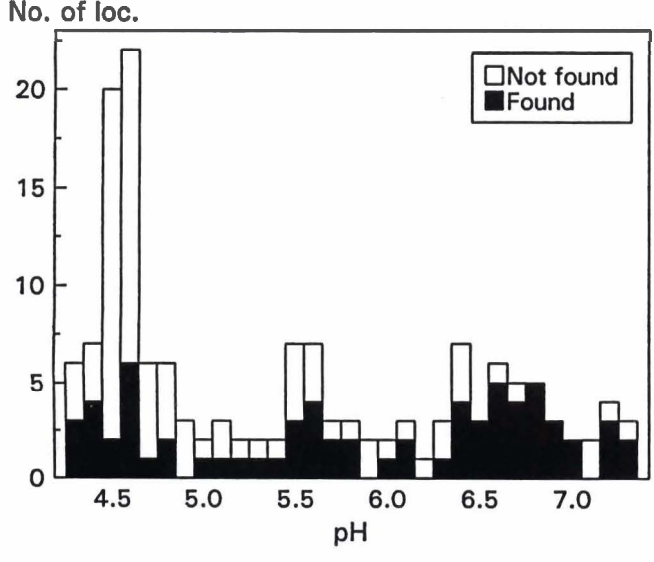
Pyrrhosoma nymphula



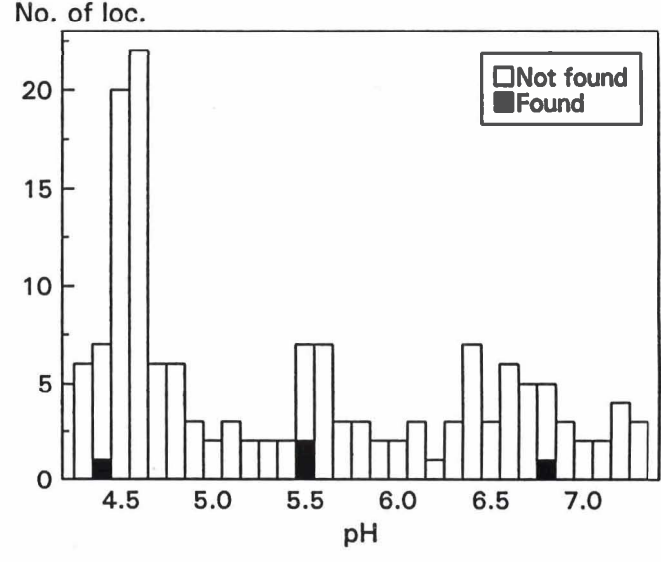
Erythromma najas



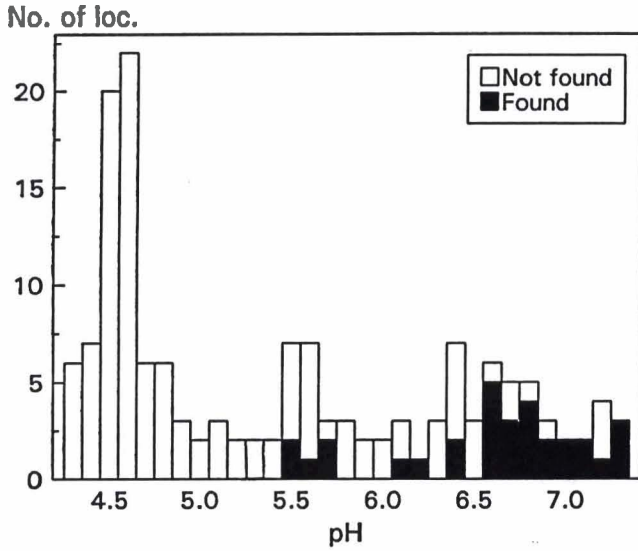
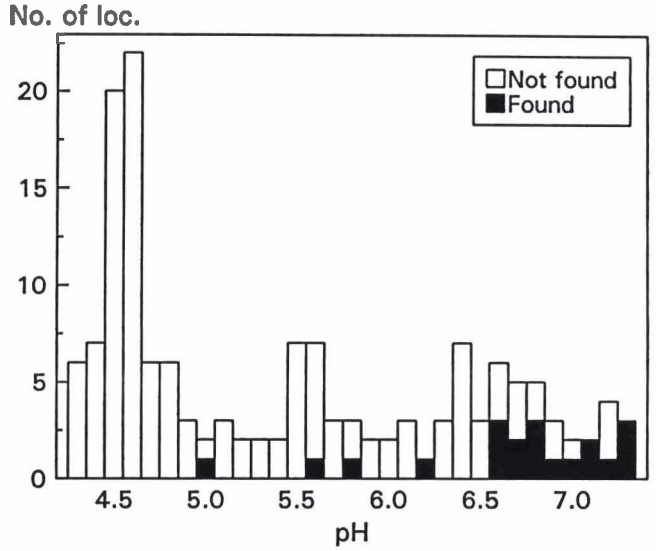
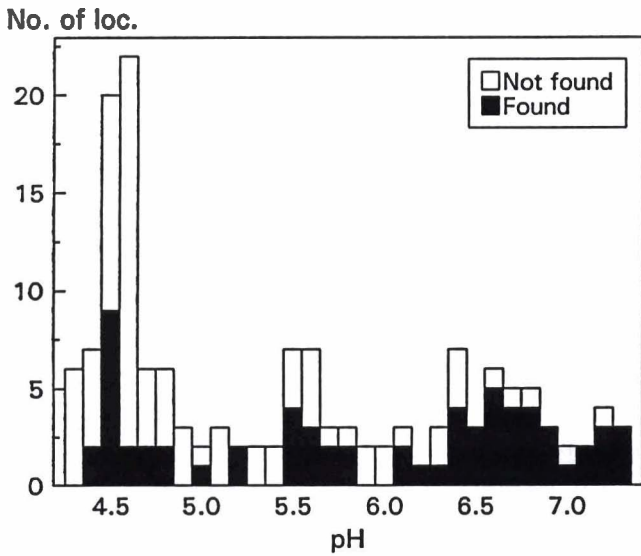
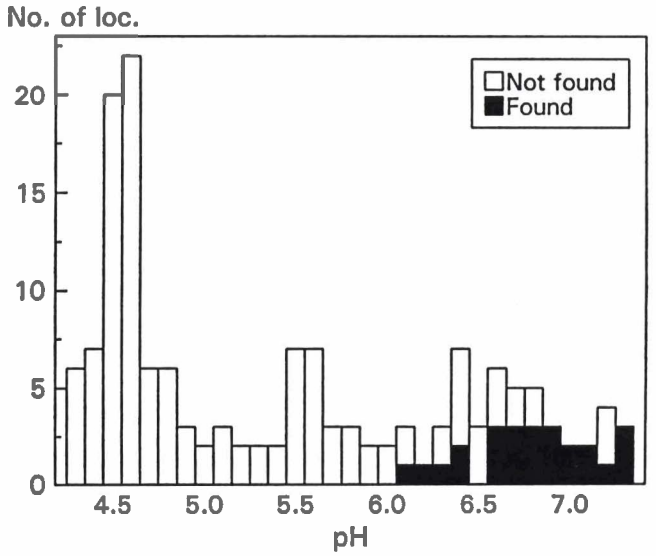
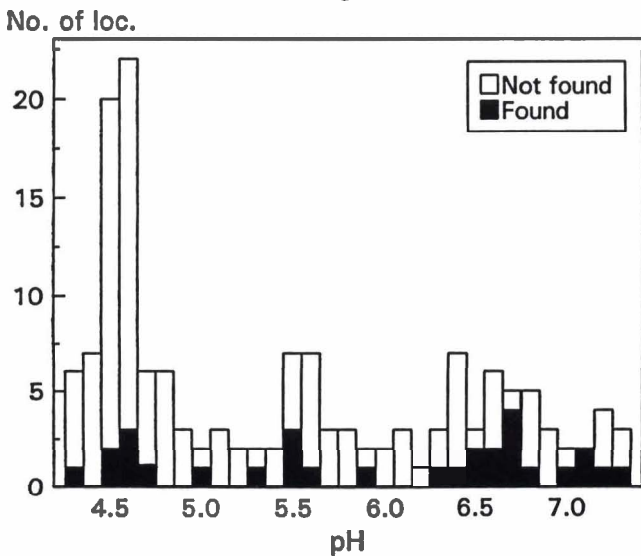
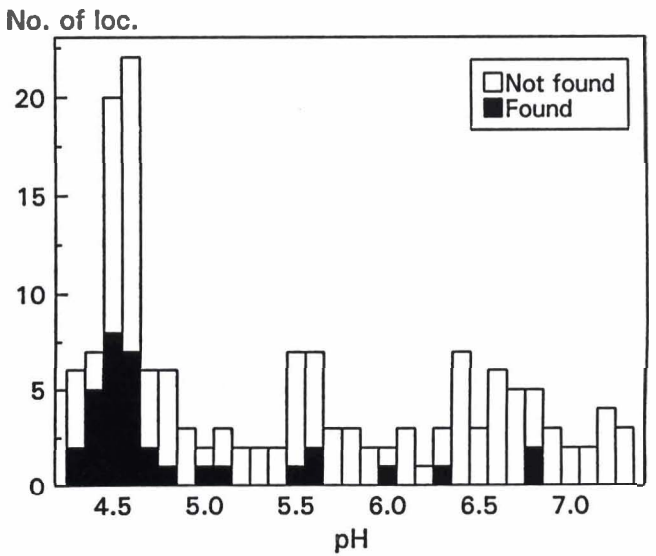
Coenagrion hastulatum



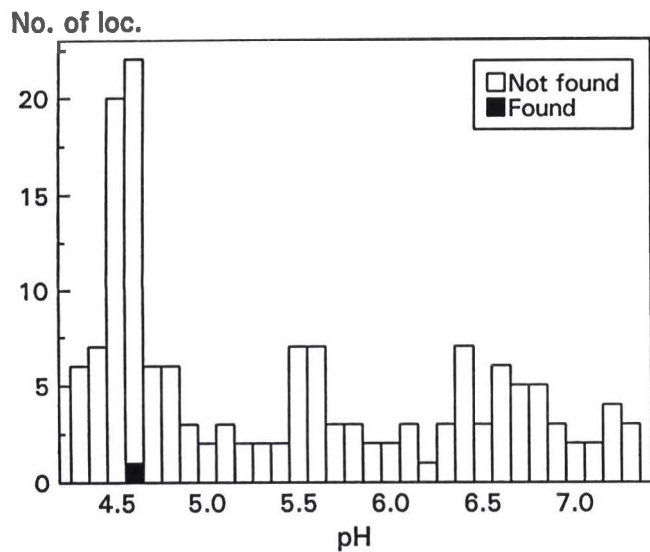
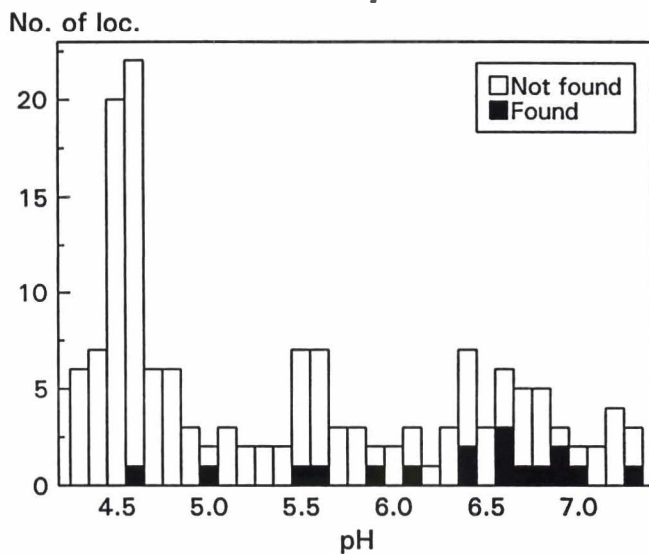
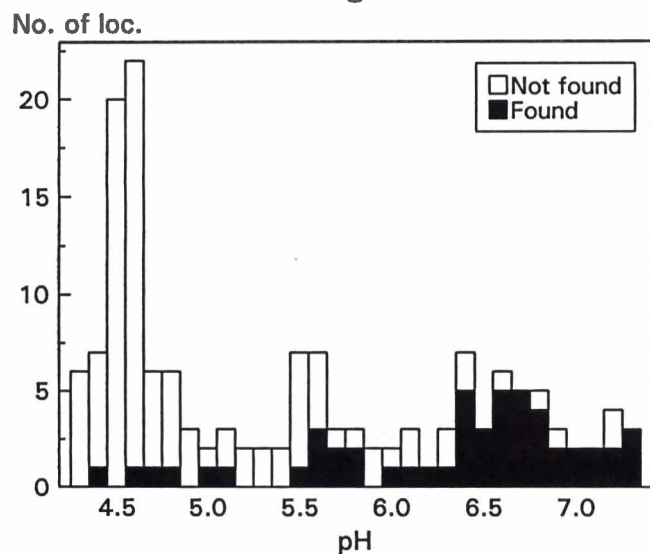
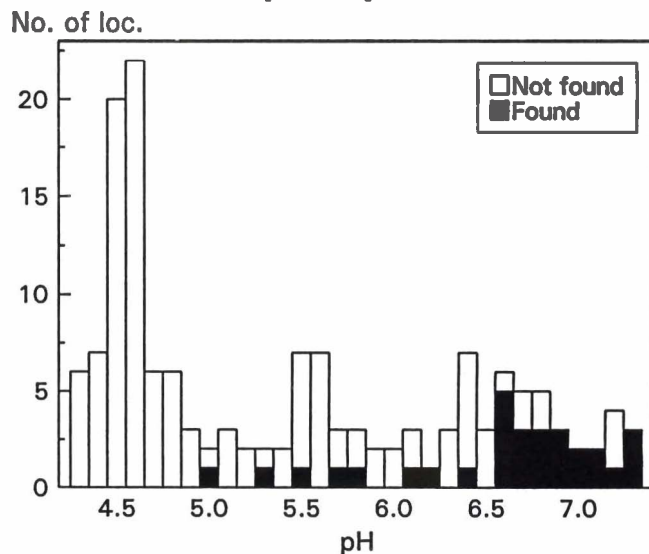
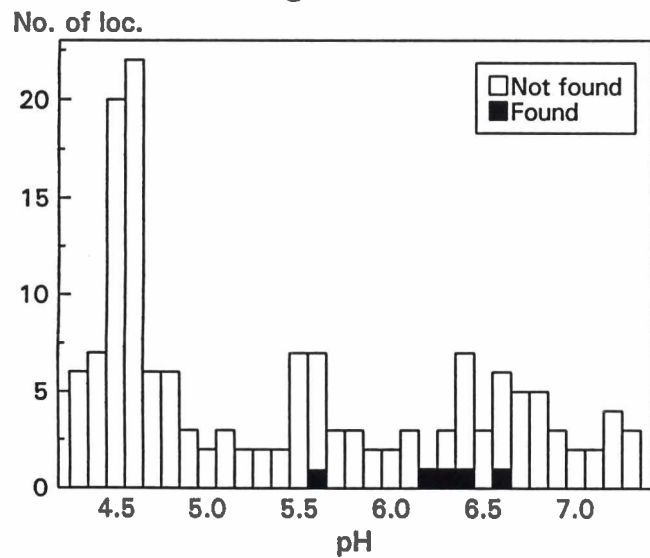
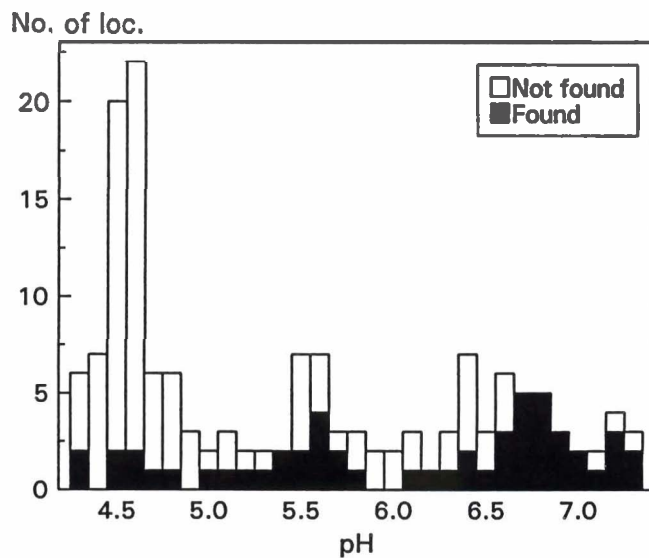
Coenagrion johanssoni



Figur 7. Forekomst av øyenstikkerartene i forhold til surhetsgrad (pH).

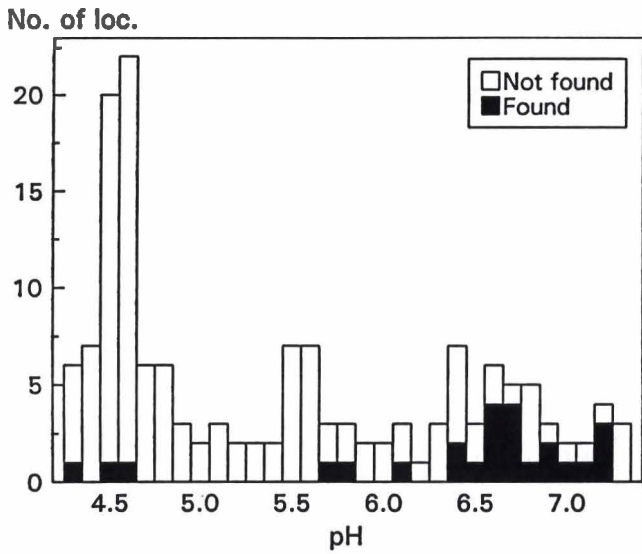
Coenagrion puella**Coenagrion pulchellum****Enallagma cyathigerum****Ichnura elegans****Aeshna juncea****Aeshna sp.**

Figur 7 forts.

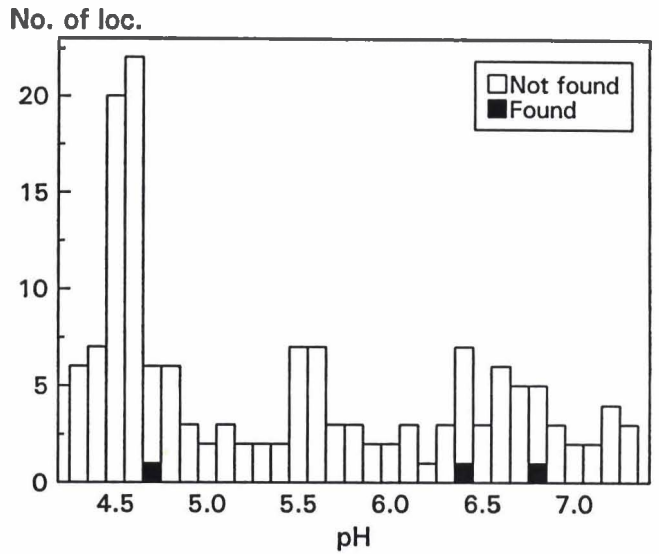
Aeshna subarctica***Aeshna cyanea******Aeshna grandis******Brachytron pratense******Cordulegaster boltoni******Cordulia aenea***

Figur 7 forts.

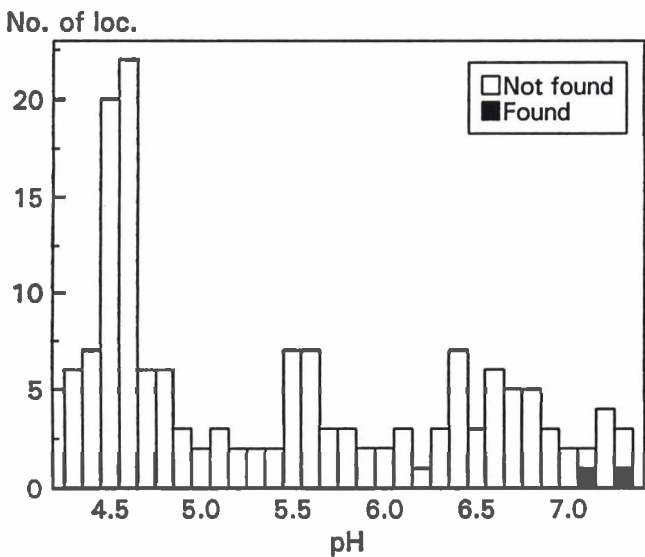
Somatochlora metallica



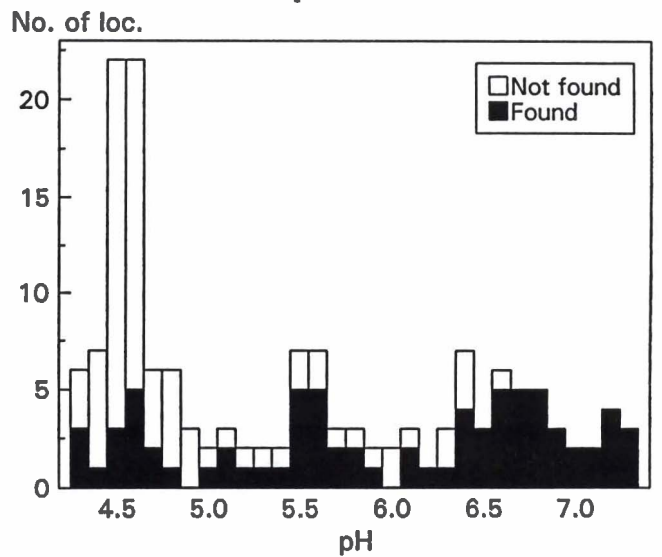
Somatochlora arctica



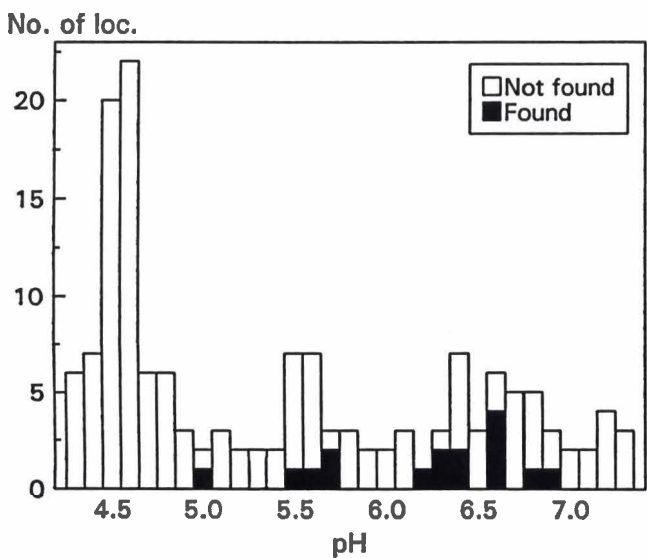
Somatochlora flavomaculata



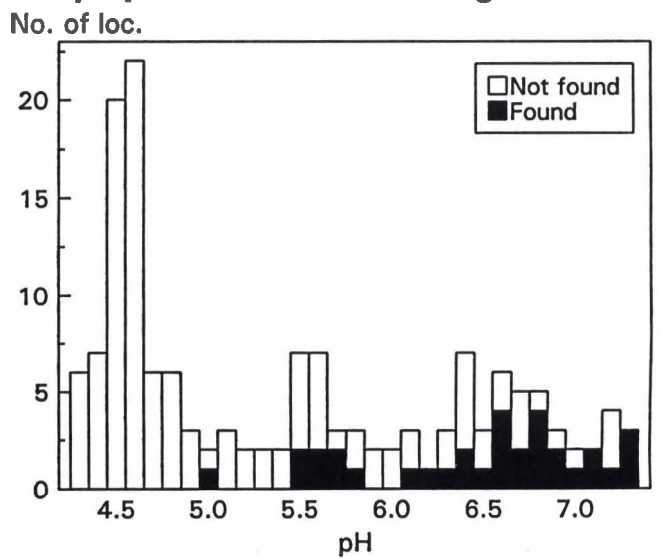
Libellula quadrimaculata



Orthetrum coerulescens

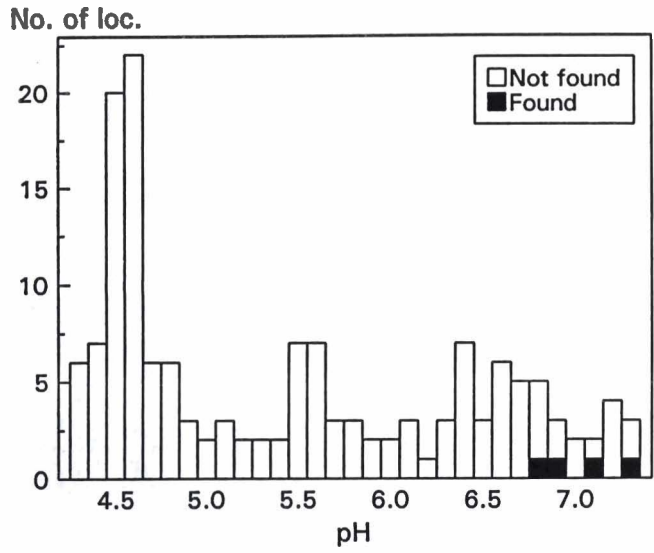


Sympetrum striolatum/nigrescens

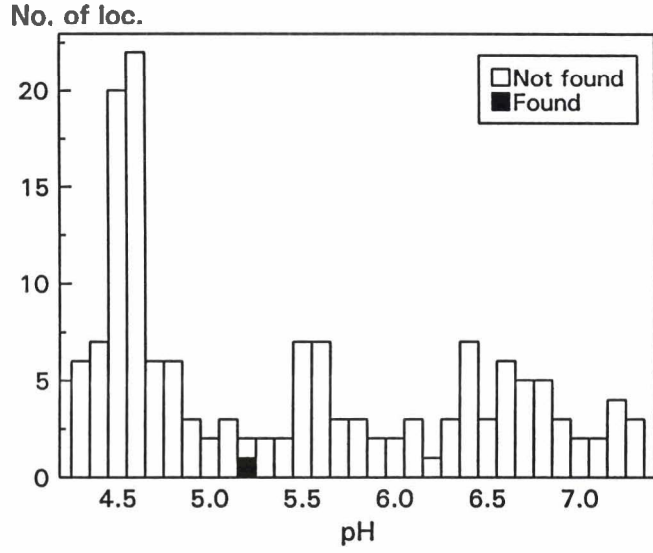


Figur 7 forts.

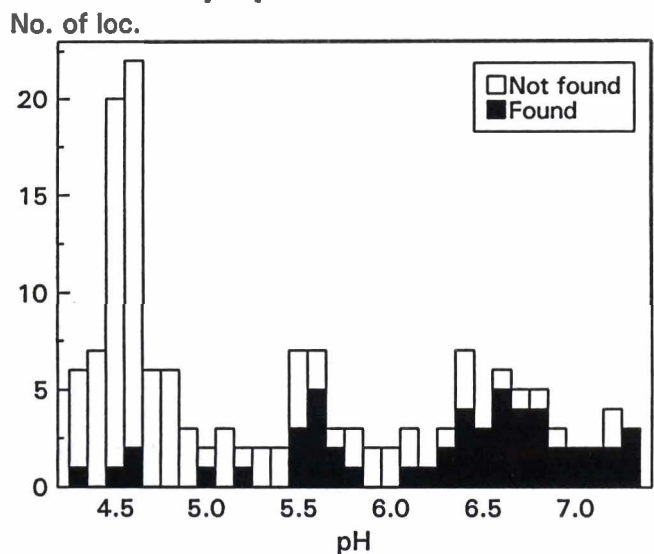
Sympetrum vulgatum



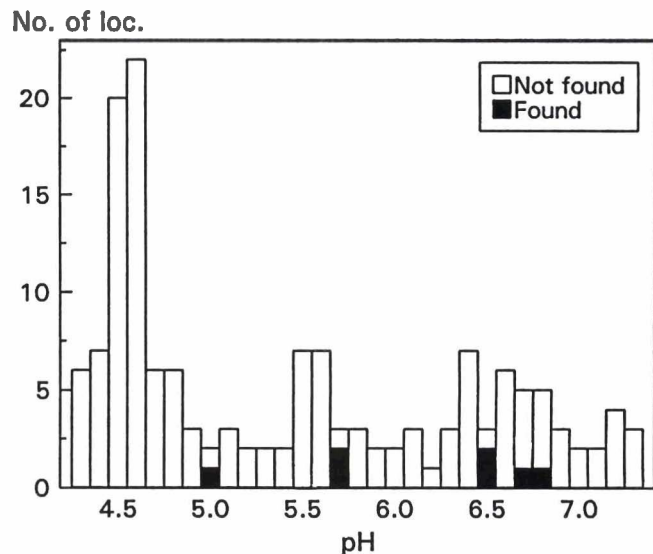
Sympetrum flaveolum



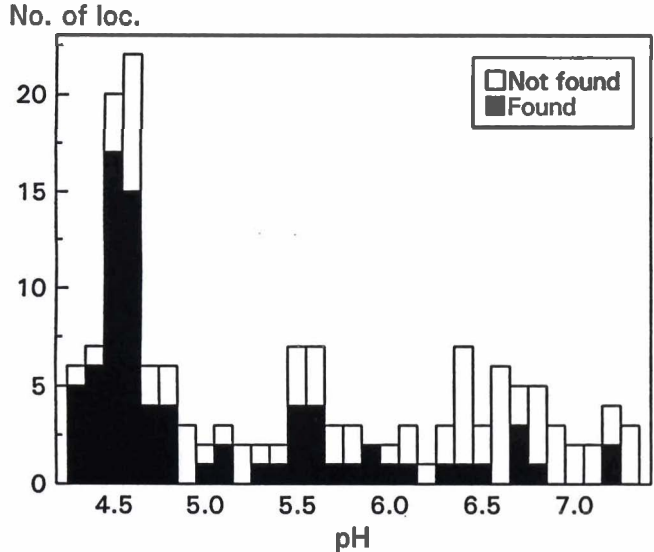
Sympetrum danae



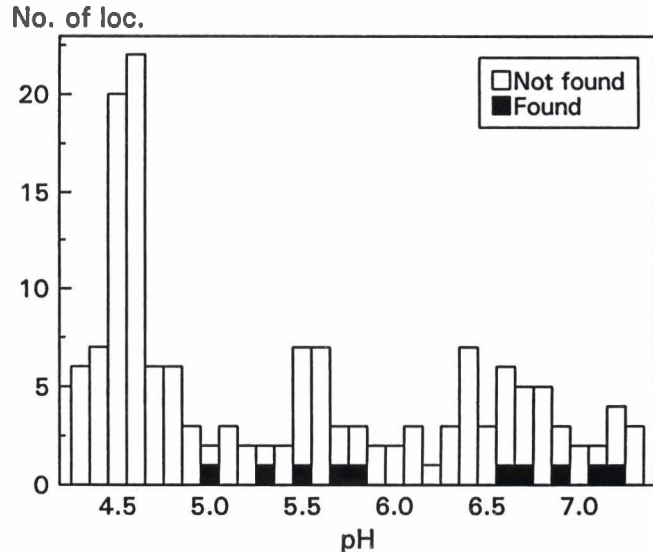
Leucorrhinia albifrons



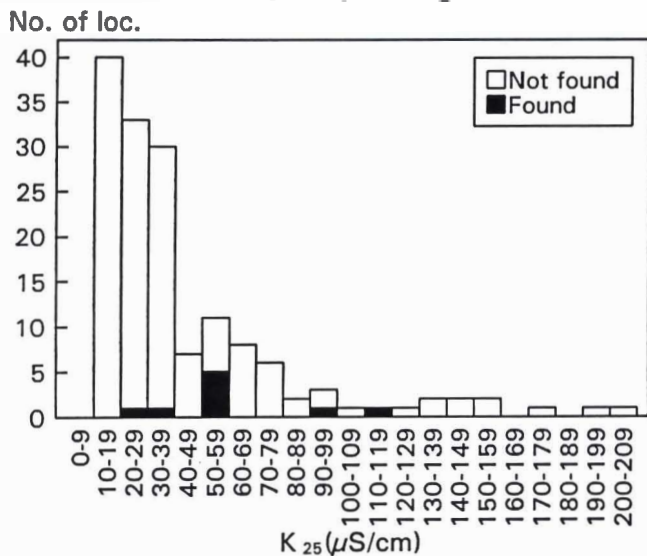
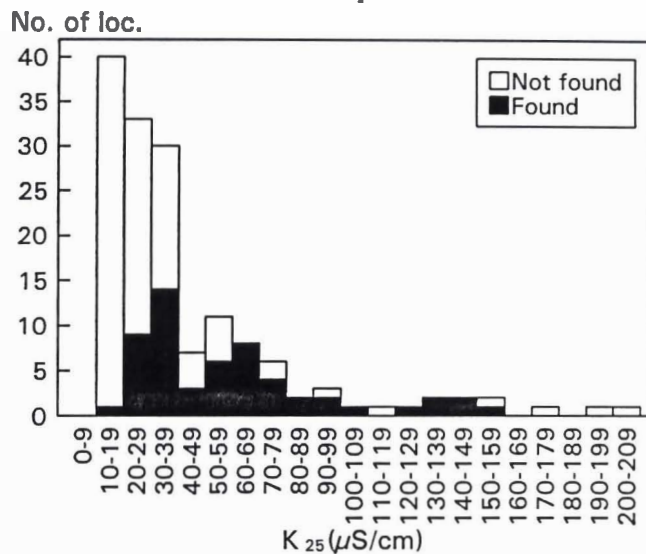
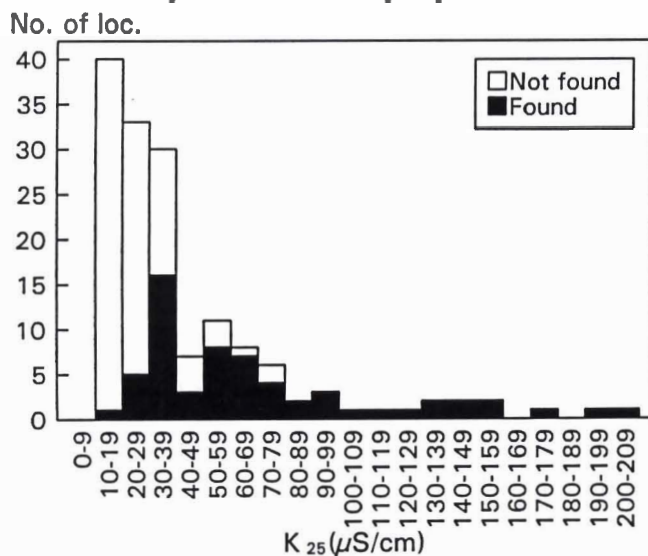
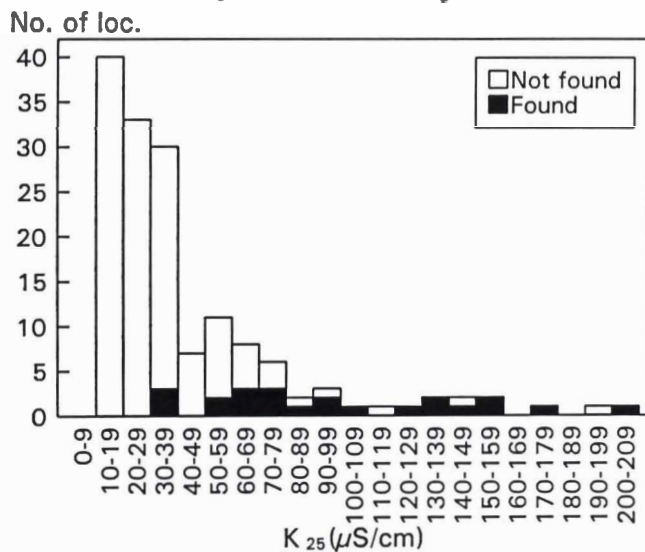
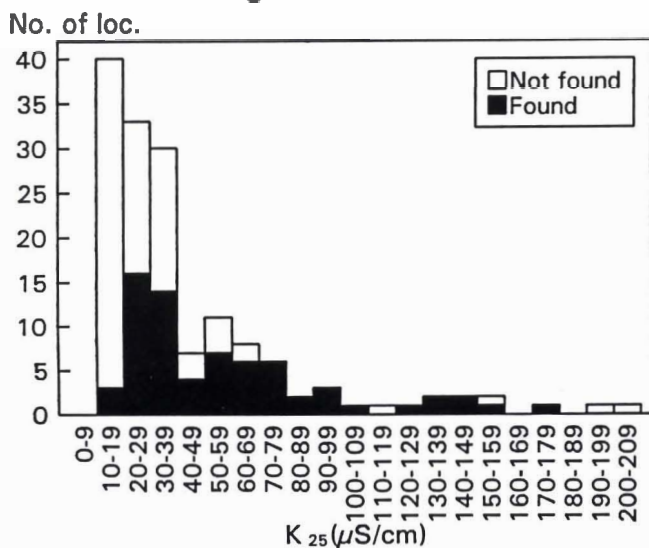
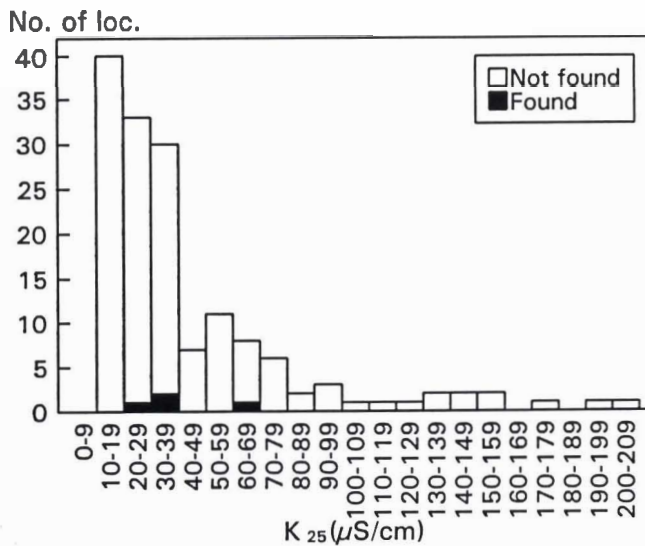
Leucorrhinia dubia



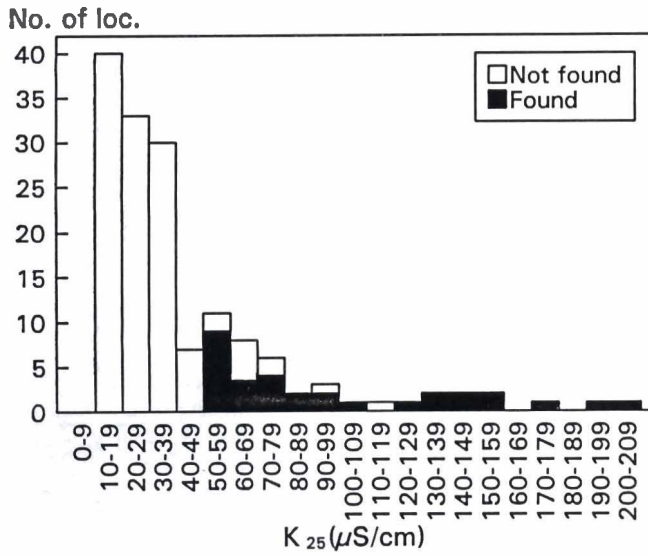
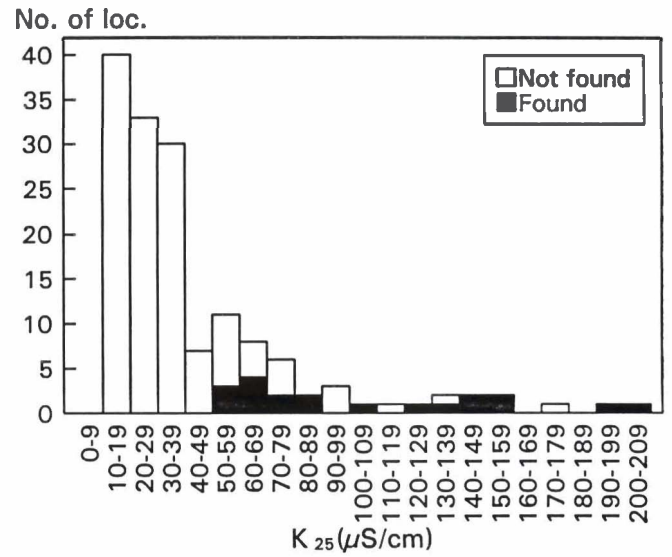
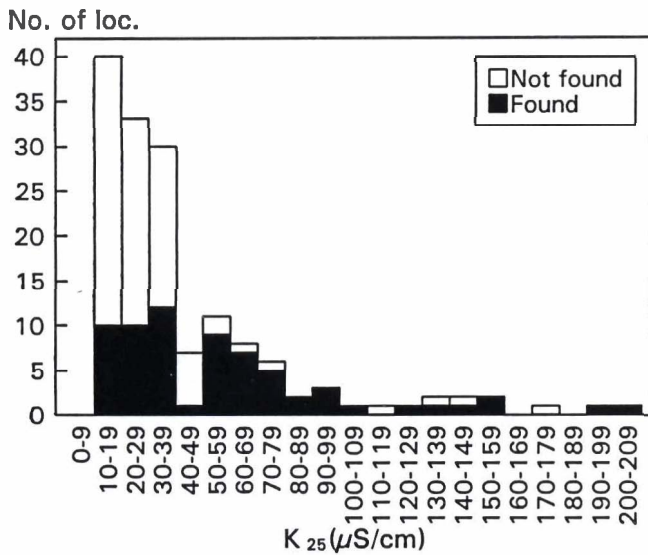
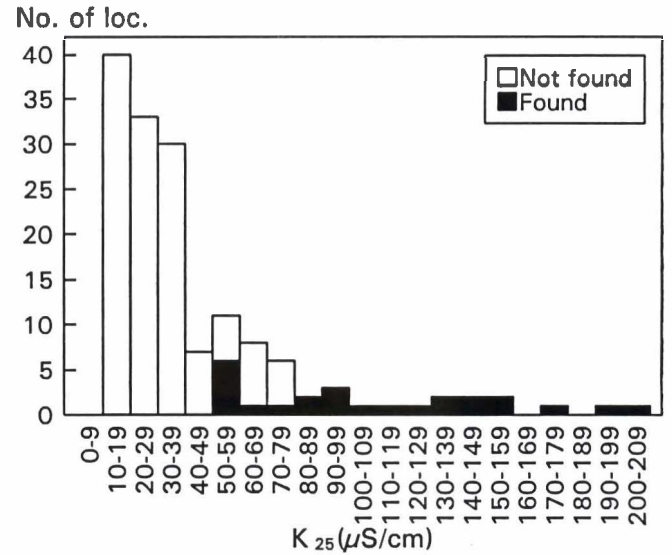
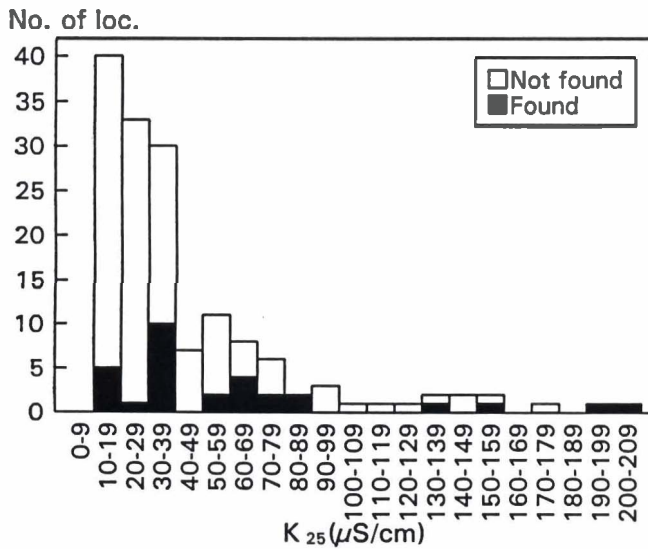
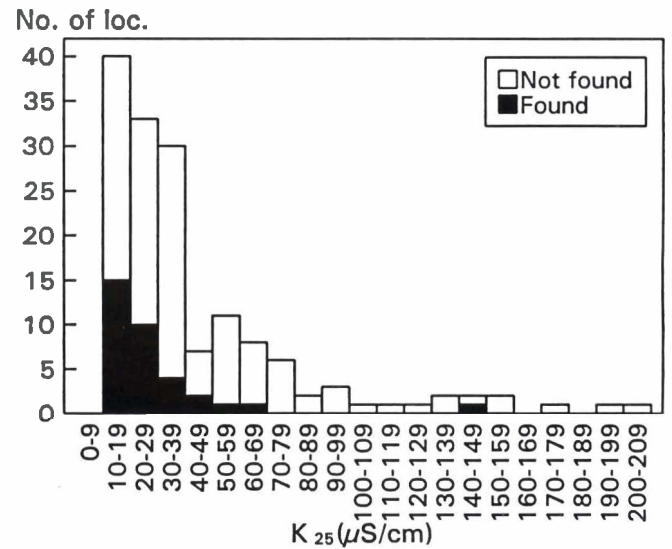
Leucorrhinia pectoralis



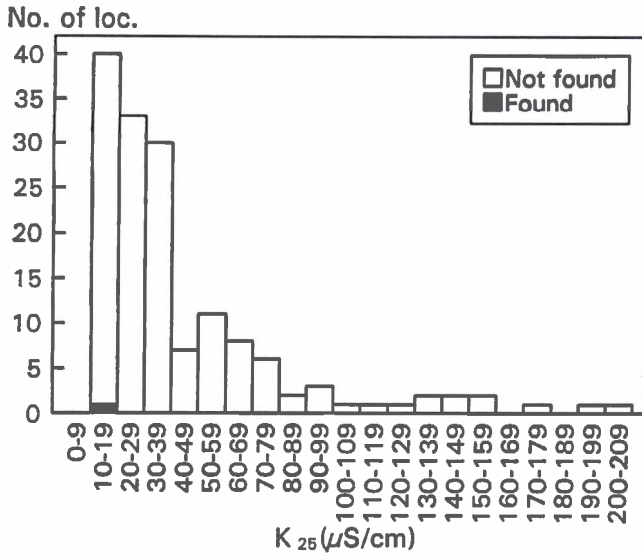
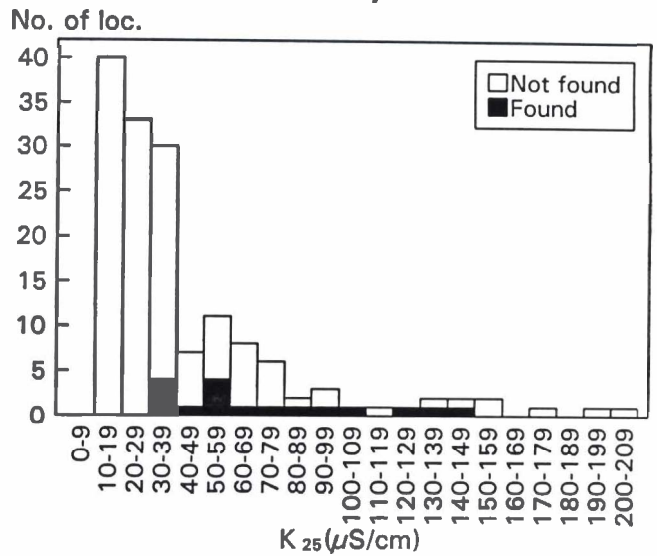
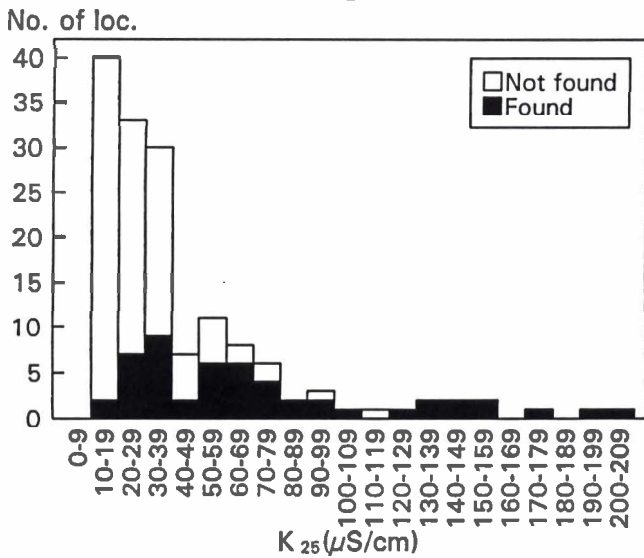
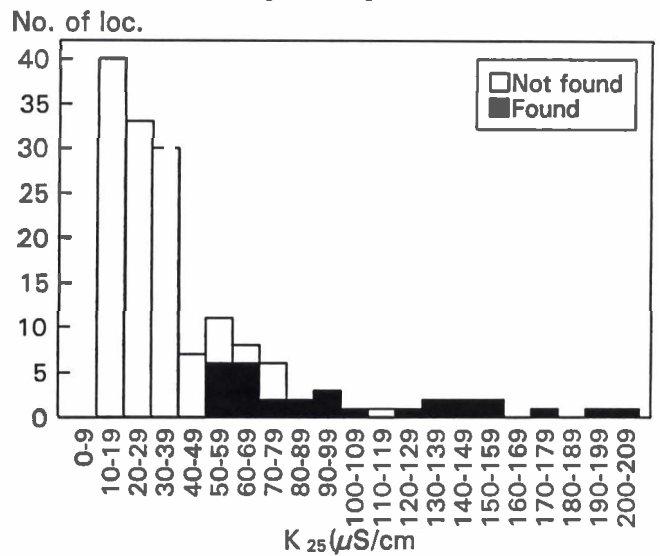
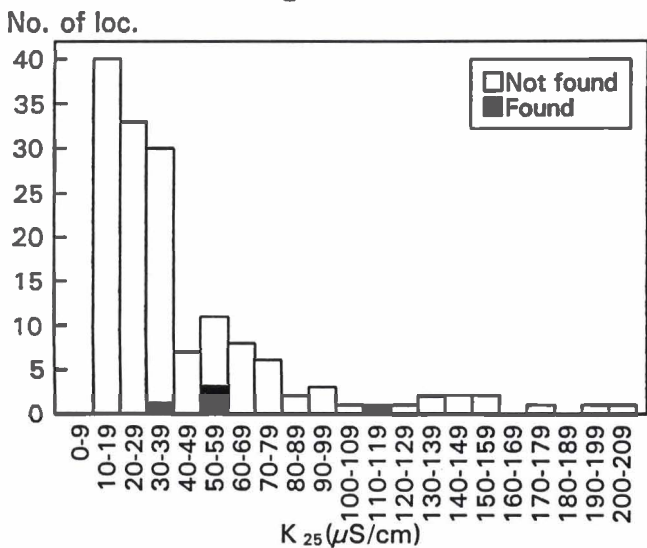
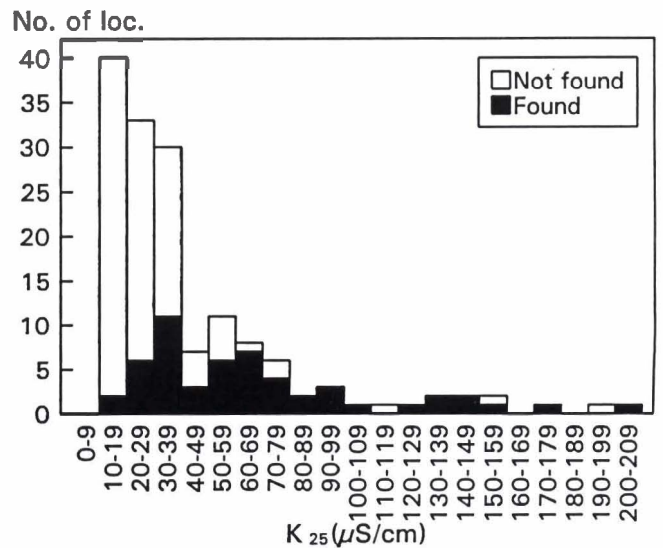
Figur 7 forts.

Calopteryx virgo**Lestes sponsa****Pyrrhosoma nymphula****Erythromma najas****Coenagrion hastulatum****Coenagrion johanssoni**

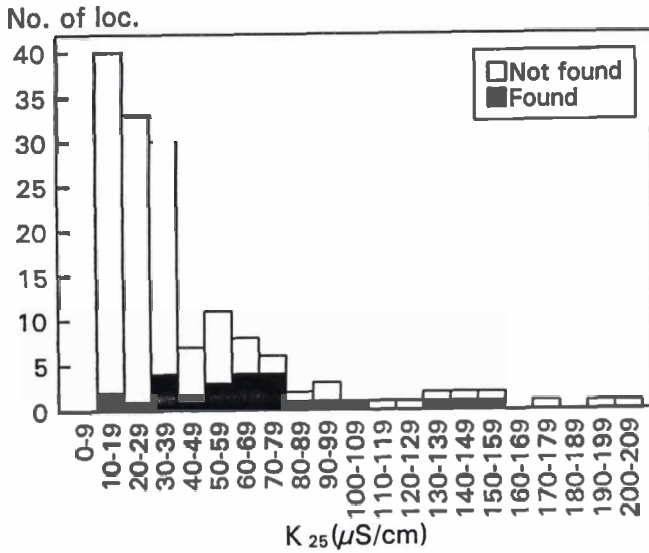
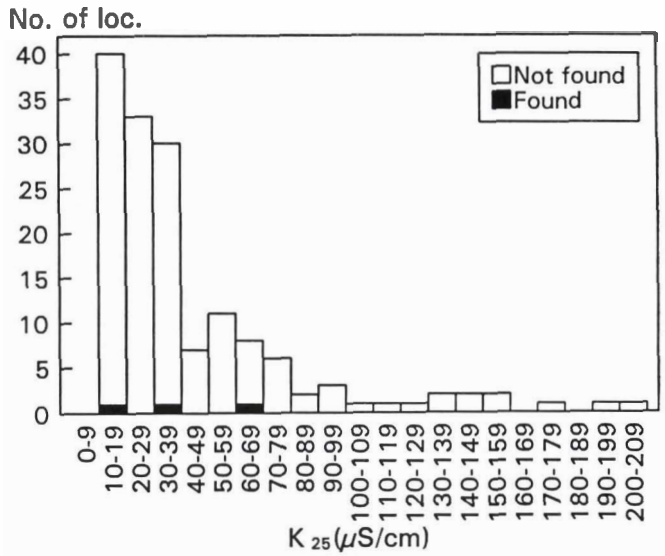
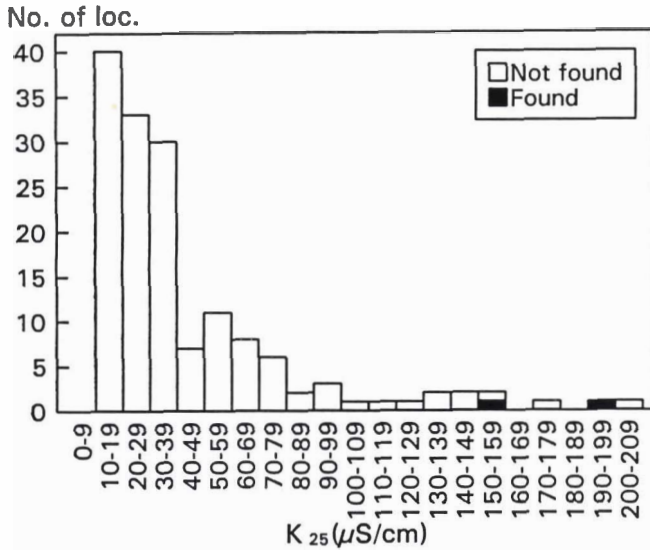
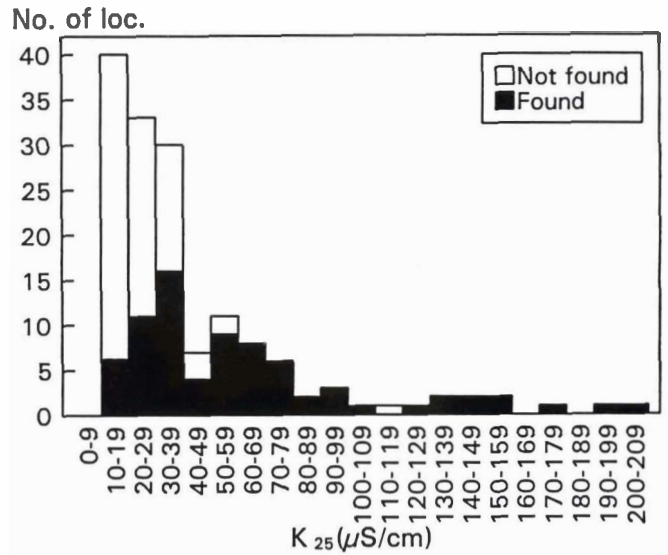
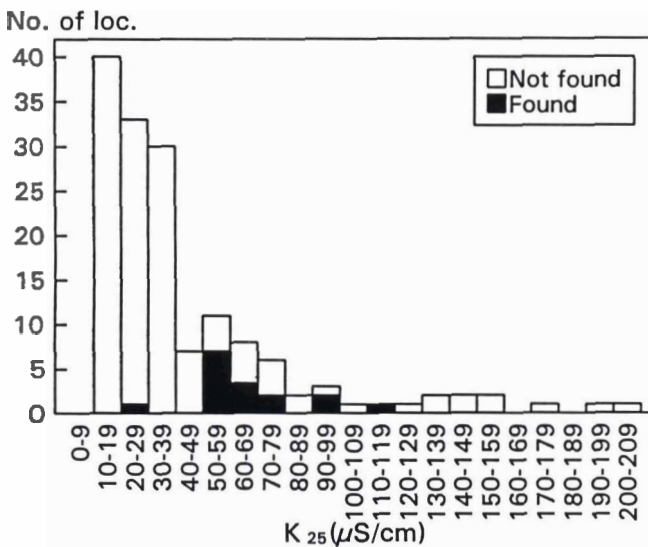
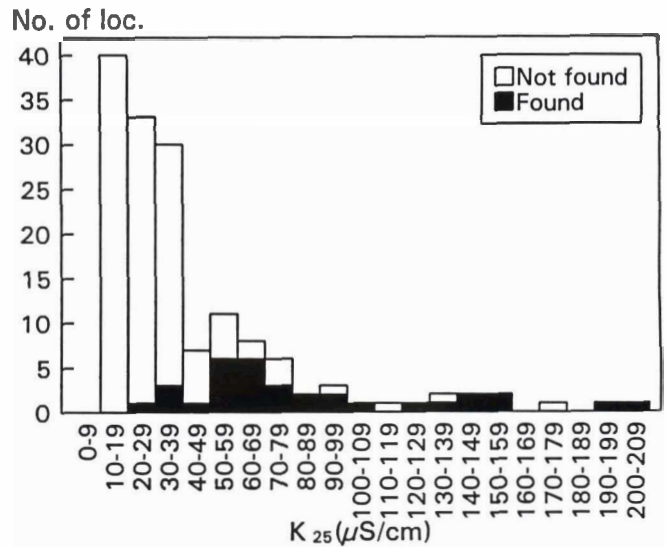
Figur 8. Forekomst av øyestikkerartene i forhold til konduktivitet (K_{25}).

Coenagrion puella**Coenagrion pulchellum****Enallagma cyathigerum****Ichnura elegans****Aeshna juncea****Aeshna sp.**

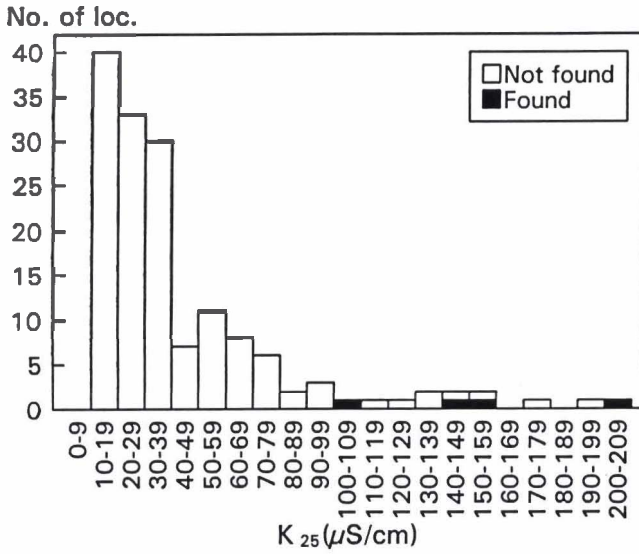
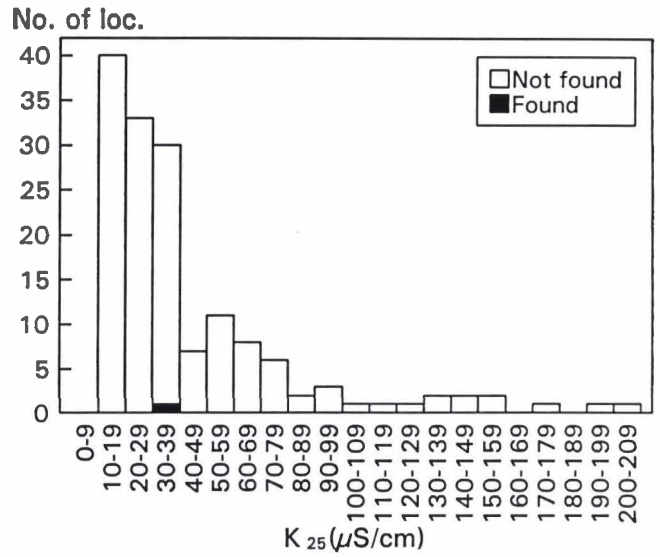
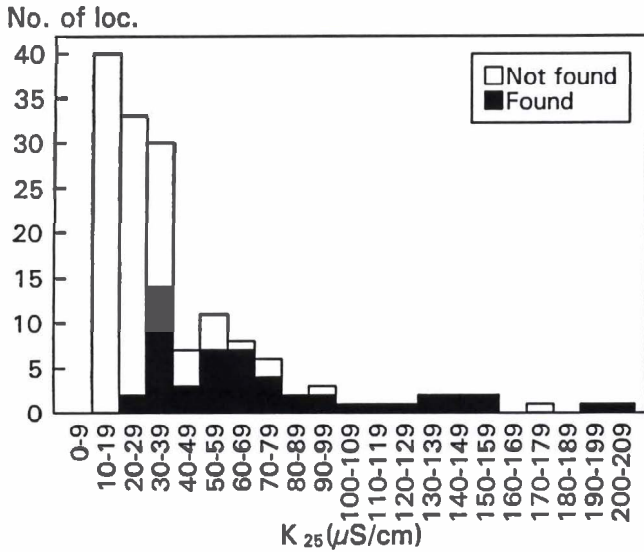
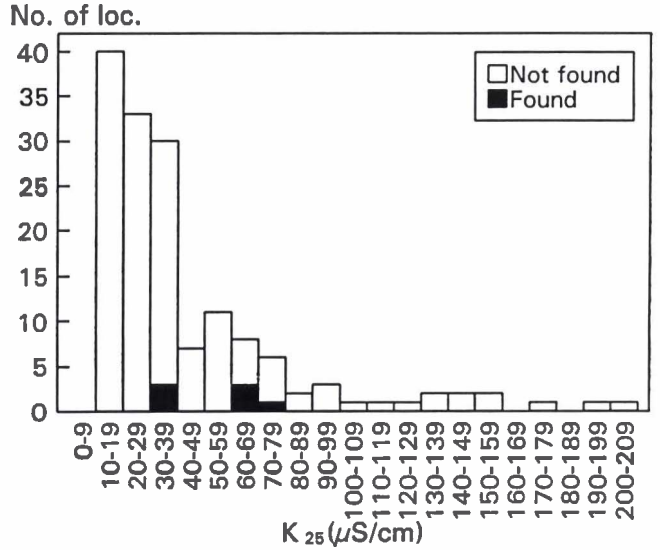
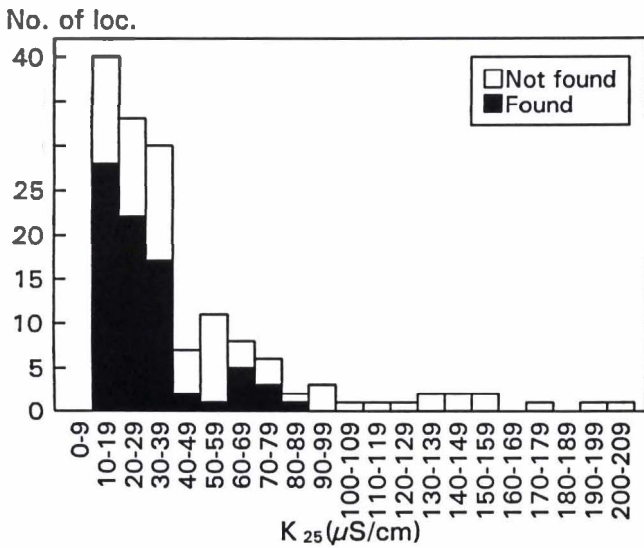
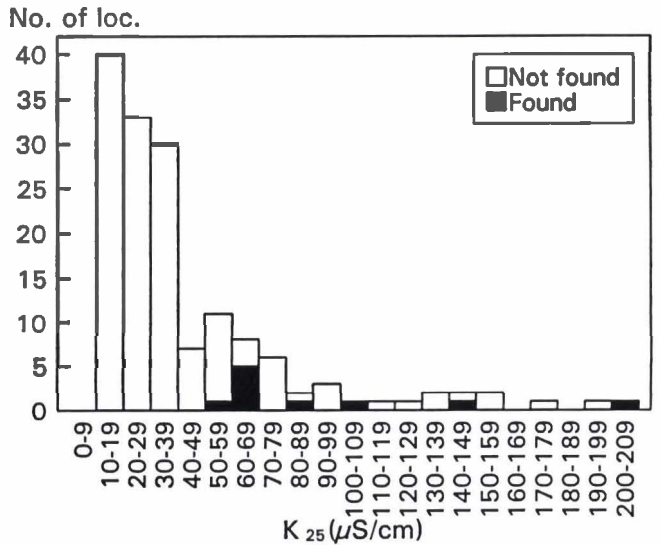
Figur 8 forts.

Aeshna subarctica**Aeshna cyanea****Aeshna grandis****Brachytron pratense****Cordulegaster boltoni****Cordulia aenea**

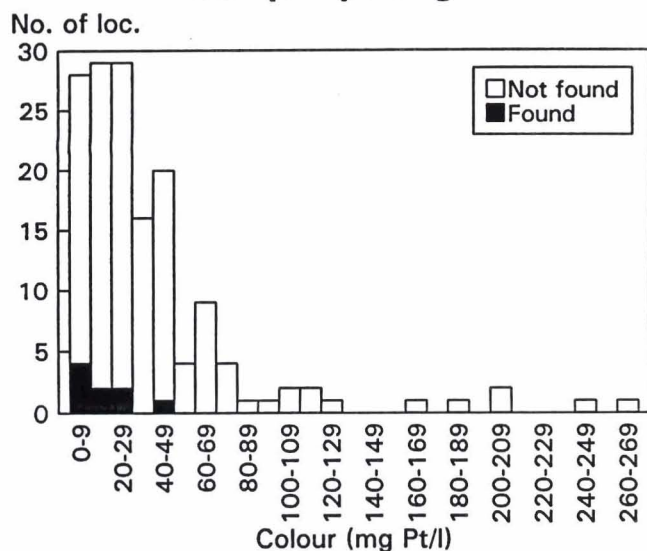
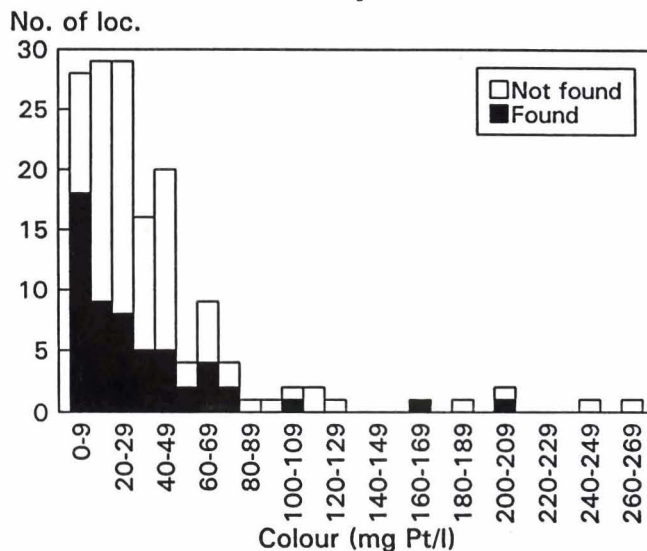
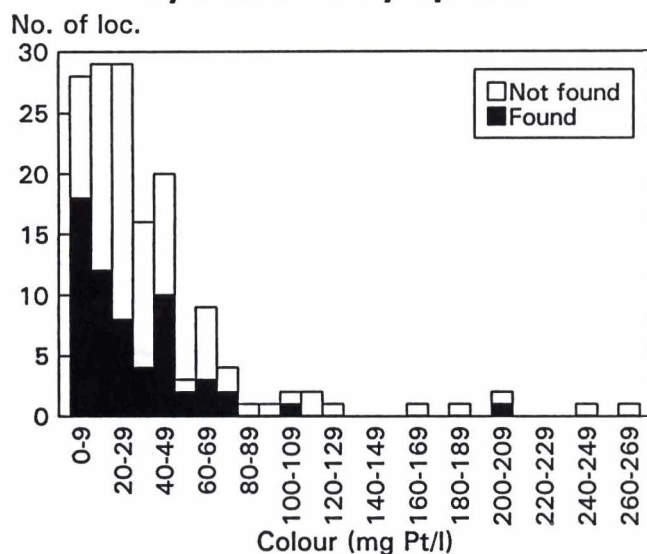
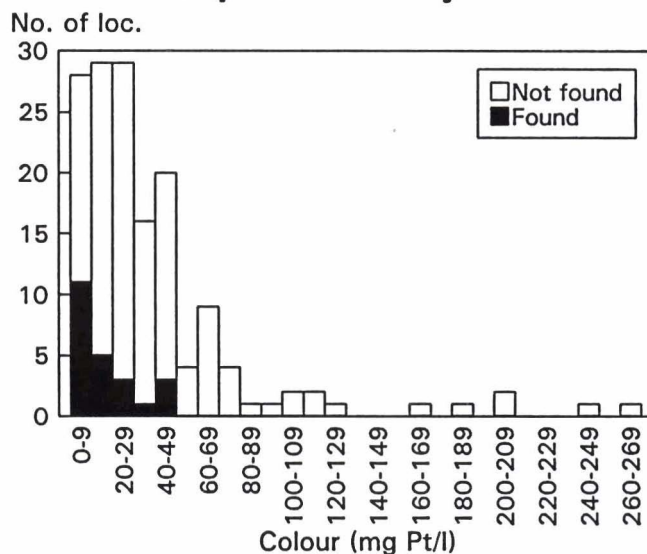
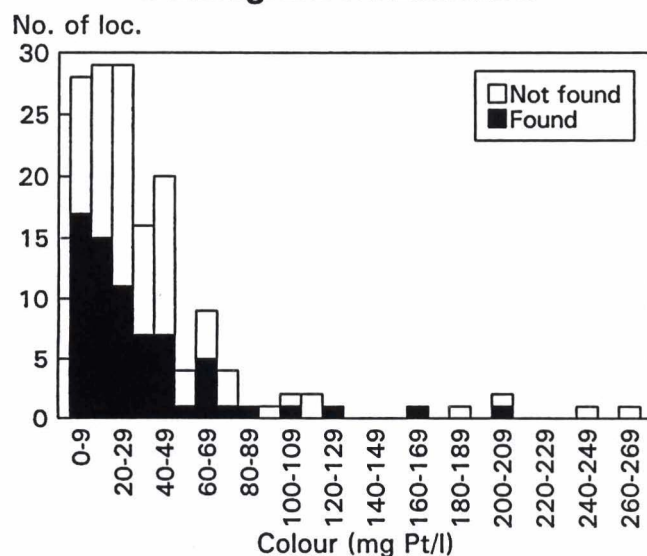
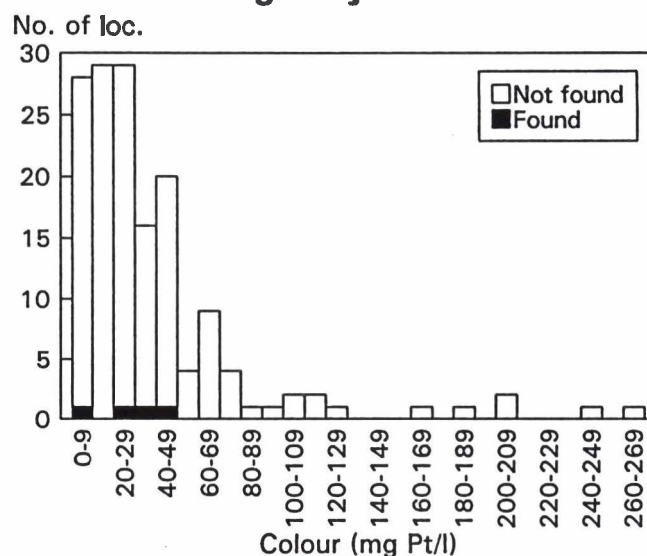
Figur 8 forts.

Somatochlora metallica**Somatochlora arctica****Somatochlora flavomaculata****Libellula quadrimaculata****Orthetrum coerulescens****Sympetrum striolatum/nigrescens**

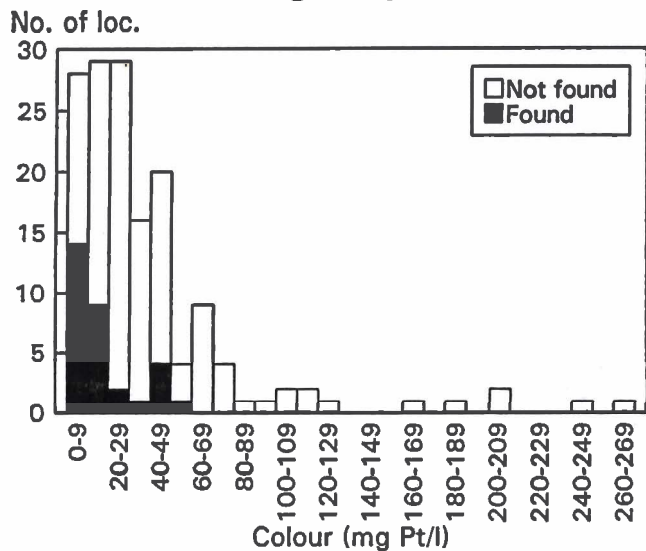
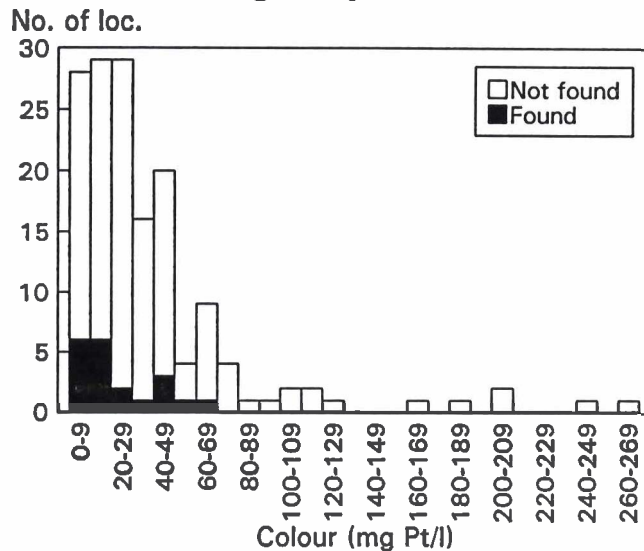
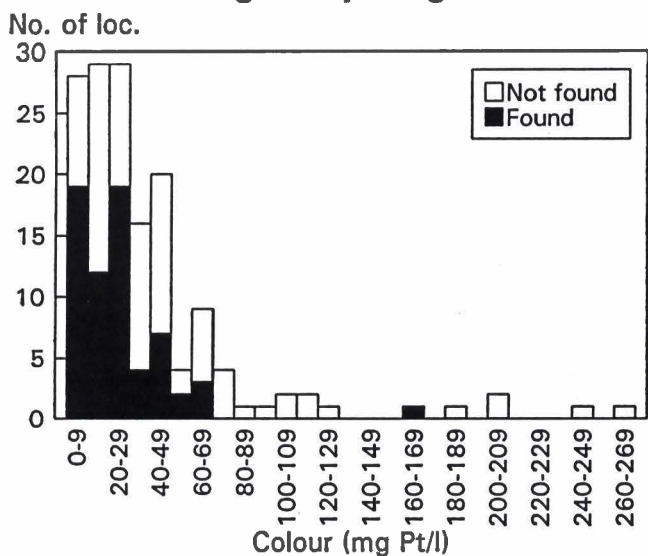
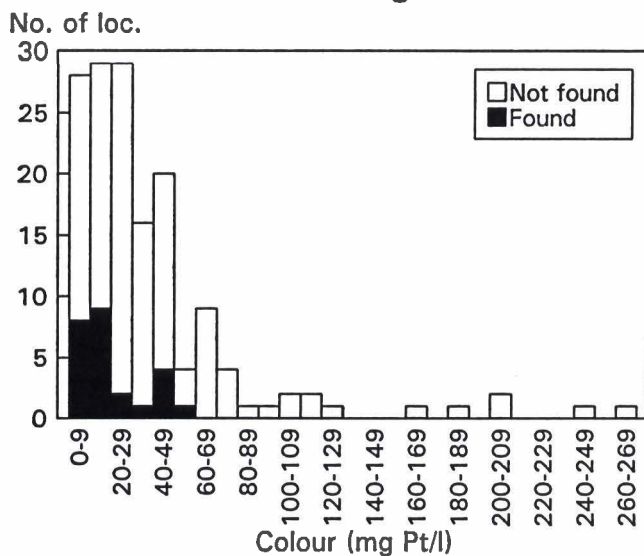
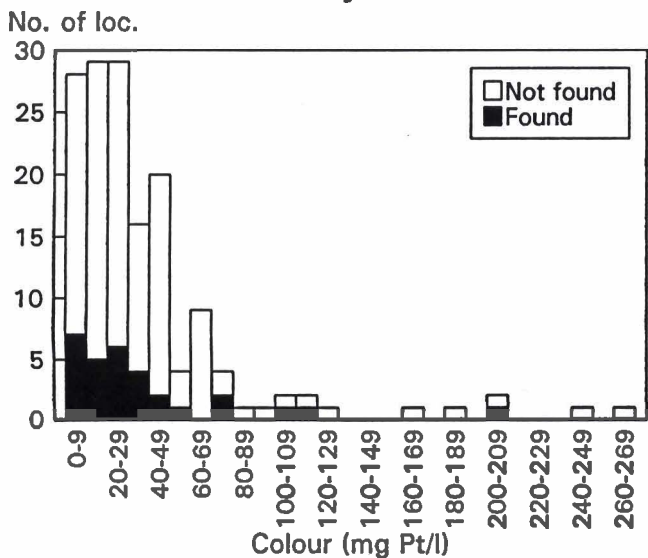
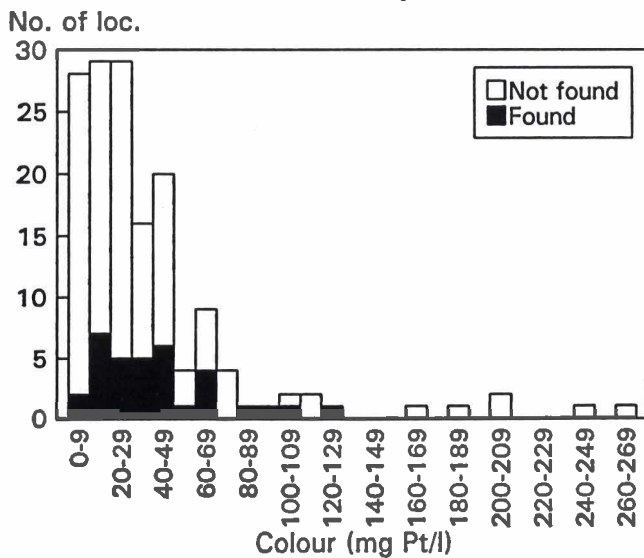
Figur 8 forts.

Sympetrum vulgatum**Sympetrum flaveolum****Sympetrum danae****Leucorrhinia albifrons****Leucorrhinia dubia****Leucorrhinia pectoralis**

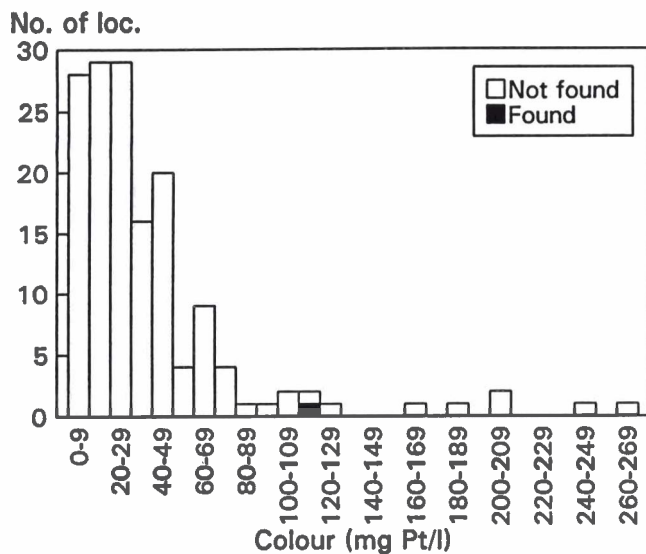
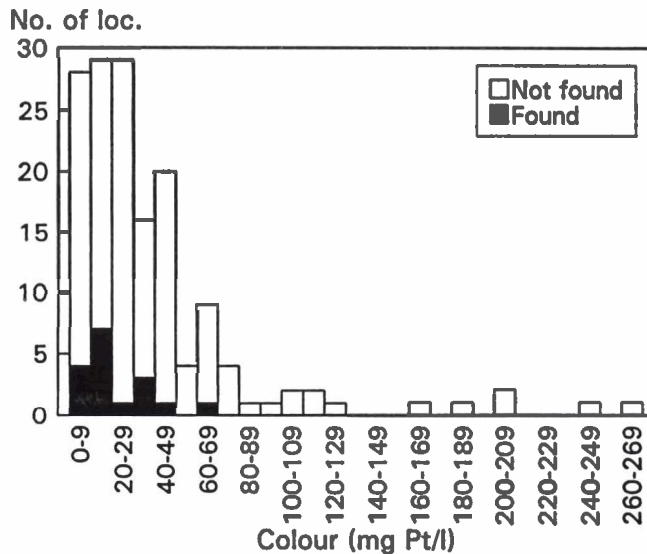
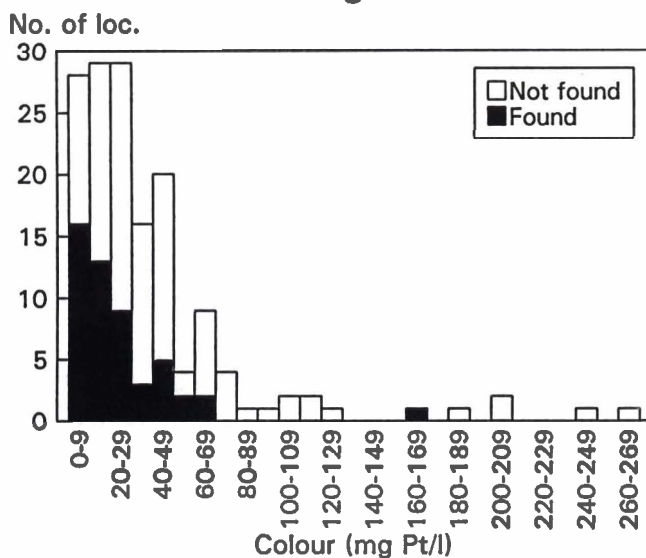
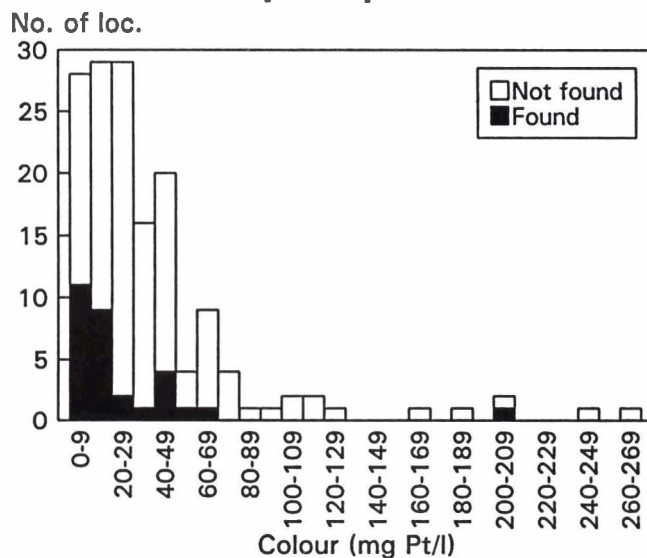
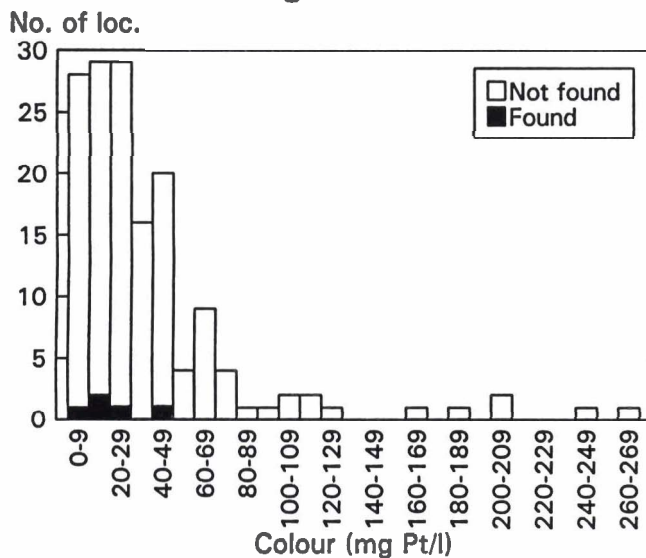
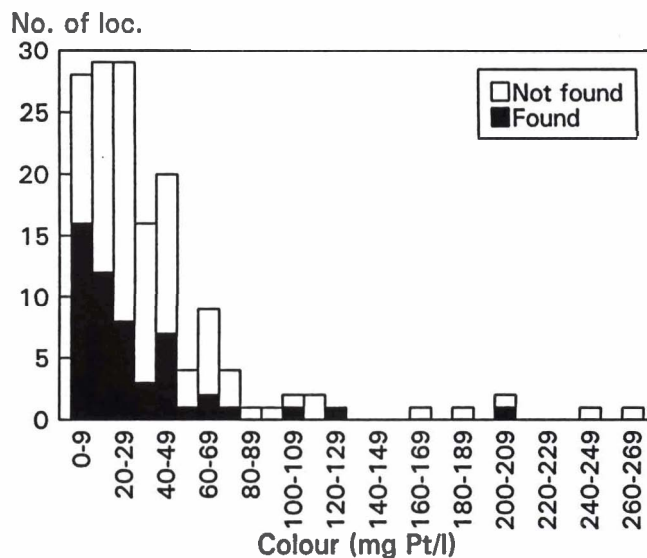
Figur 8 forts.

Calopteryx virgo**Lestes sponsa****Pyrrhosoma nymphula****Erythromma najas****Coenagrion hastulatum****Coenagrion johanssoni**

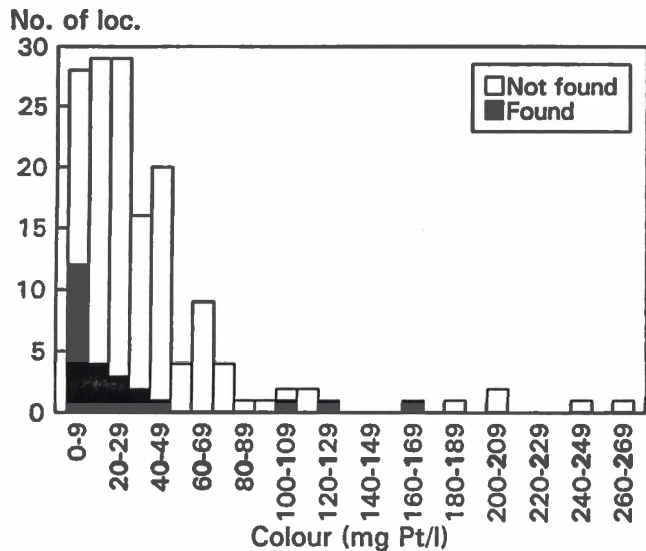
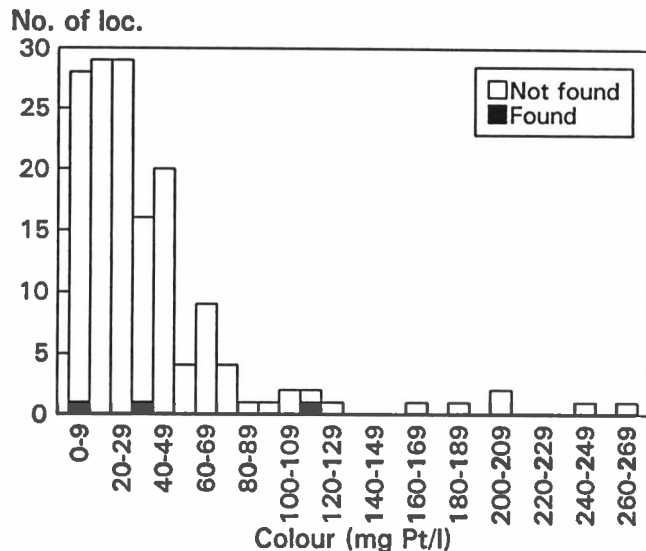
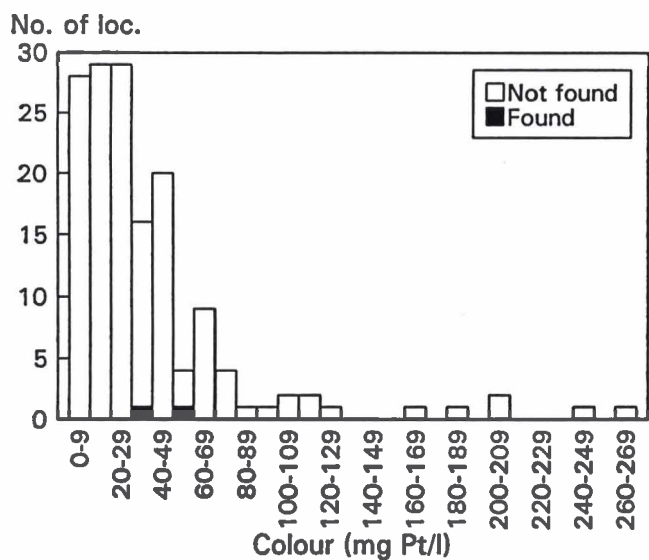
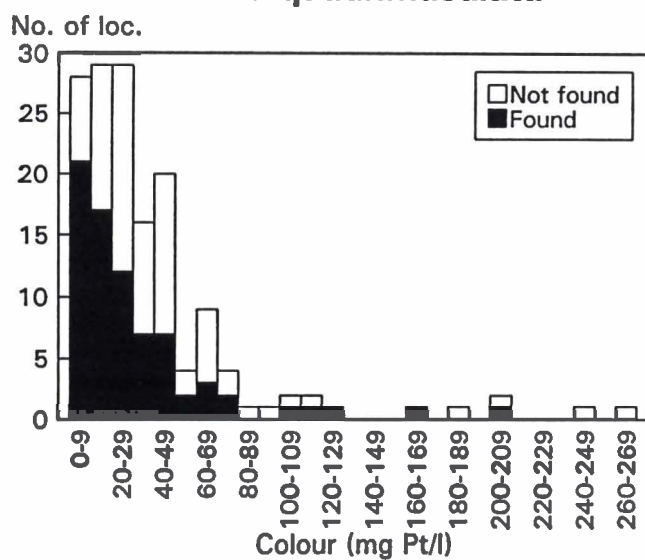
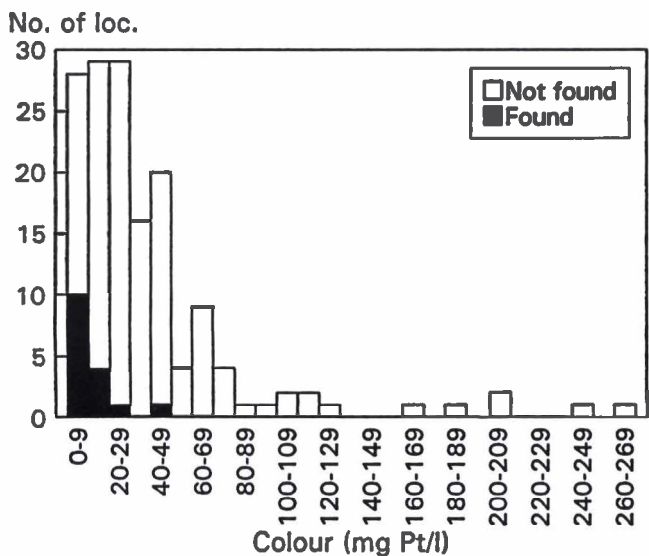
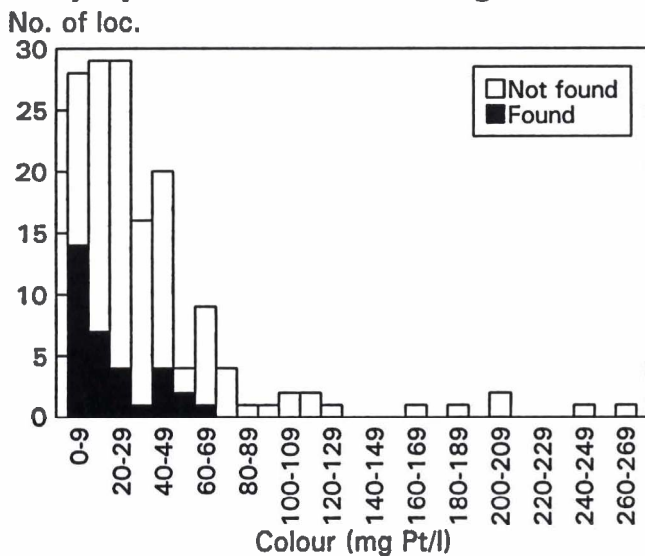
Figur 9. Forekomst av øyenstikkerartene i forhold til vannfarge (Pt-verdi).

Coenagrion puella**Coenagrion pulchellum****Enallagma cyathigerum****Ichnura elegans****Aeshna juncea****Aeshna sp.**

Figur 9 forts.

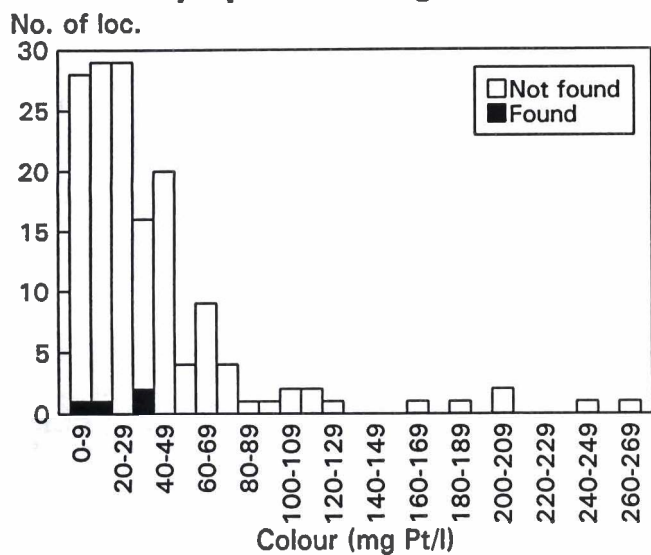
Aeshna subarctica**Aeshna cyanea****Aeshna grandis****Brachytron pratense****Cordulegaster boltoni****Cordulia aenea**

Figur 9 forts.

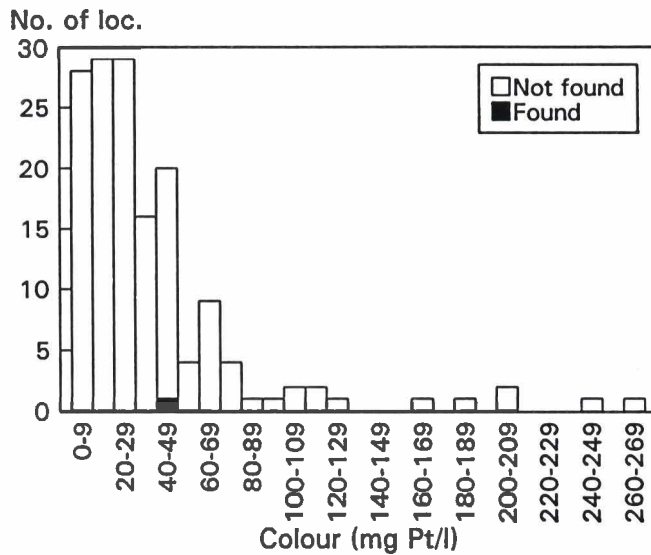
Somatochlora metallica**Somatochlora arctica****Somatochlora flavomaculata****Libellula quadrimaculata****Orthetrum coerulescens****Sympetrum striolatum/nigrescens**

Figur 9 forts.

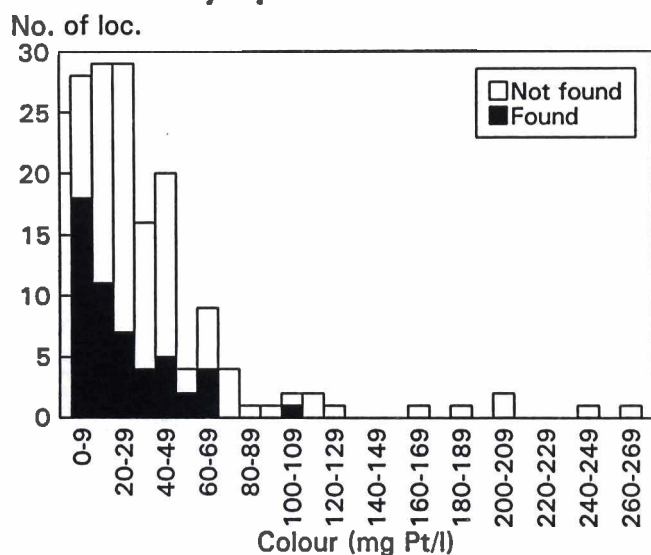
Sympetrum vulgatum



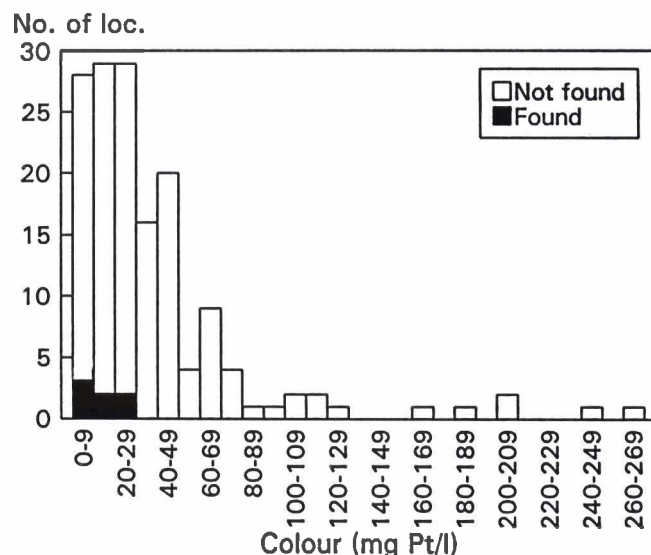
Sympetrum flaveolum



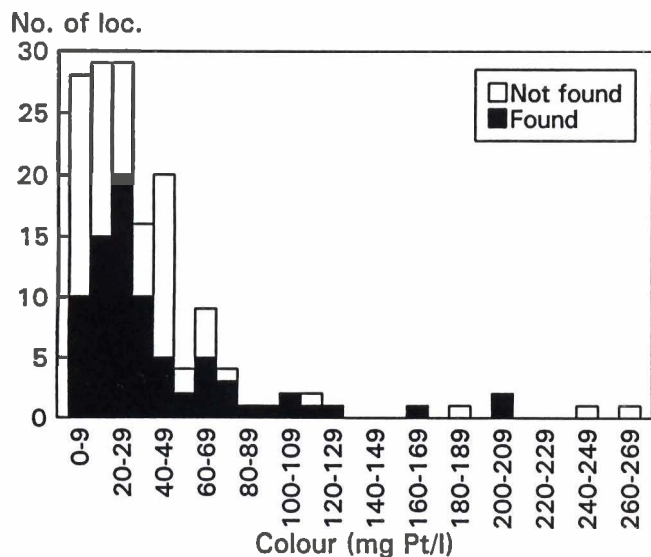
Sympetrum danae



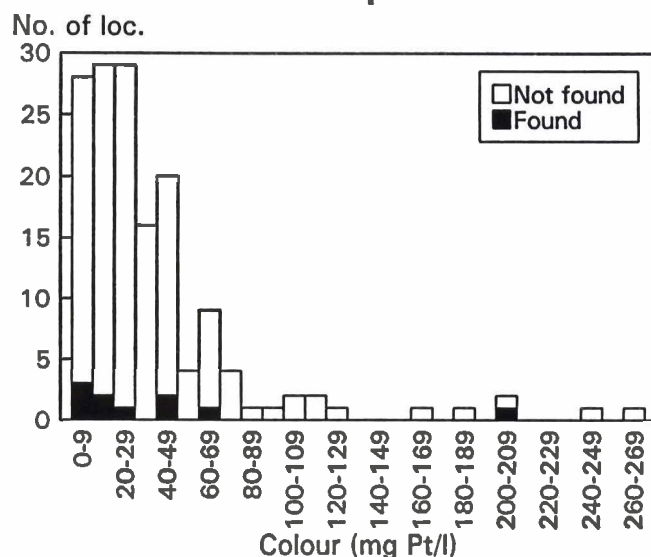
Leucorrhinia albifrons



Leucorrhinia dubia



Leucorrhinia pectoralis



Figur 9 forts.

5.4 Habitatøkologisk klassifisering

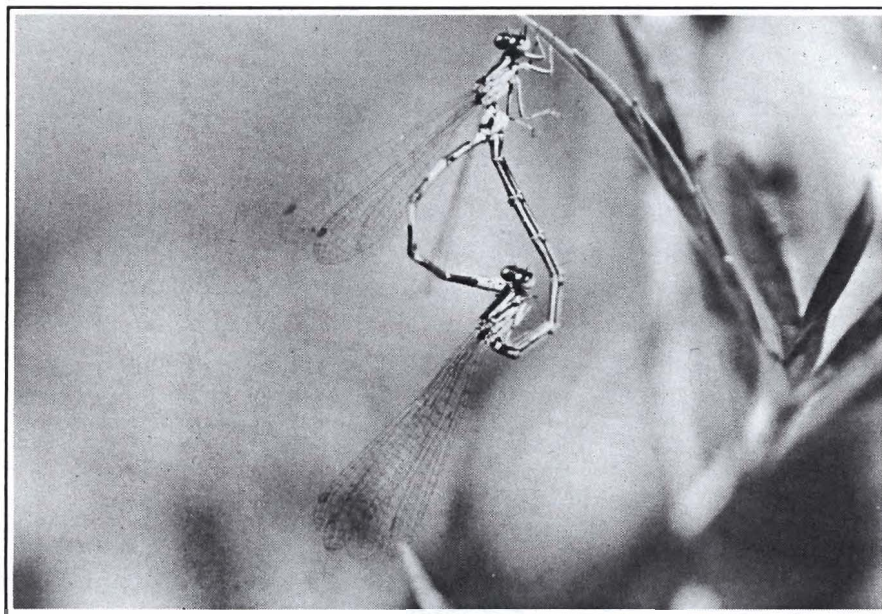
5.4.1 Øyestikkerne og vegetasjon

Øyestikkernes habitat på Sørlandet, som beskrevet i denne rapporten, støttes på mange felt av det f.eks. Refsaas (1986) og Dolmen & Refsaas (1987) fant for Trøndelag. Den rikeste øyestikkerfaunaen ble på Sørlandet registrert i de lavtliggende og jordbrukspåvirkete lokalitetene, særpreget av en tett og variert littoralvegetasjon. Rik littoralvegetasjon syntes også for Refsaas (1986) å være helt avgjørende for en rik øyestikkerfauna på stedet. En variert vegetasjon danner grunnlag for høy diversitet av fytofage næringsdyr og dessuten av eggleggingssteder for de mange selektive øyestikkerartene. Vegetasjonen utgjør også både hvilesteder og skjul, submers vegetasjon for larvene og supramers for de voksne øyestikkerne.

Myrtjern i lavlandet kunne også ha en relativt høy diversitet av planter langs bredden, men dominansen lå på torvmosearter og starr, og tett telmatofytisk vegetasjon fantes bare der lokaliteten evt. var påvirket av jordbruk. Høyere over havet avtok vegetasjonsrikdommen, for i 4-600 m høyde bare å bestå av noen få arter av moser, starr og f.eks. bukkeblad. Antall øyestikkerarter var her også svært lite.

5.4.2 Myrtjernerartene

Når det gjelder artenes habitatøkologiske klassifisering ble *C. johanssoni*, (*Ae. caerulea*), *Ae. subarctica*, *S. arctica* og *L. dubia* først og fremst funnet i myrvatn i midtre og øvre høydesone. Refsaas (1986) karakteriserer dem som høymyrarter, hvorav i alle fall *Ae. caerulea*, *S. arctica* og *L. dubia* definitivt forekommer oftest ved sterkt surt vann. Dette er også den erfaring jeg har for artene ellers i Norge og som støttes i litteraturen (f.eks. Sømme 1937; Valle 1938; Schmidt 1975, 1978, 1980, 1989; Wildermuth & Schiess 1983, McGeeney 1986; Askew 1988).



Coenagrion johanssoni, kopulasjonshjul. (Foto: O.B.)

L. dubia var imidlertid den eneste arten i mine undersøkelser som med signifikant overvekt fantes mest i sterkt sure lokaliteter (pH < 6,0), endog i ekstremt surt vann (pH < 4,6). Arten kunne imidlertid både i undersøkelsesområdet og hos Refsaas (1986) også finnes ved høy pH,

like opp til 7,2, men alltid i forbindelse med torvmoser. Uttrykket sphagnumfil er derfor trolig en bedre betegnelse enn acidofil for arten (jf. Sømme 1937; Kvifte 1943; Schmidt 1967, 1982). Erfaringsmessig kan det ellers se ut som om alle *Leucorrhinia*-artene er knyttet til myrvannslokaliteter, eller i alle fall i de fleste tilfeller til lokaliteter med et visst minsteinnslag av *Sphagnum*-bredder. Dette støttes av både Kvifte (1943) og Refsaas (1986).

Heller ikke *C. johanssoni* var så konsekvent knyttet til sterkt surt vann som notert i eldre litteratur (Sømme 1937; Valle 1938, 1952; Schmidt 1967), men kan liksom *L. dubia* - i alle fall (unntaksvis?) i Norge - også godt finnes i lokaliteter med pH-nøytralt vann. Dette ble likeledes vist gjennom funn i Refsaas' (1986) undersøkelser. Imidlertid er arten antakelig avhengig av torvmoser. Ut fra utbredelsen henfører Schmidt (1978) *C. johanssoni* til Sørlige Nåleskogssone/Nordlige lauvskogssone, med forekomst i både sjøer og myrvannslokaliteter, mens de øvrige ovennevnte artene henføres til Taiga-barskogssonen. Askew (1988) indikerer også en større habitatvariasjon hos arten. Det samme som her er sagt om *C. johanssoni* mht. surhetsgrad kan ut fra mine undersøkelser her dessuten også sies om *S. arctica*.



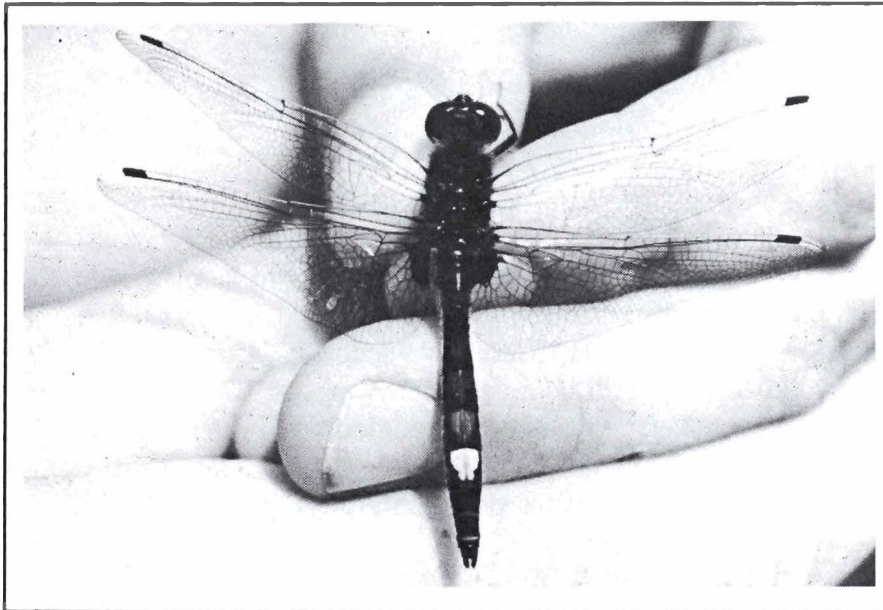
Somatochlora arctica. (Foto: O.B.)

Min eneste lokalitet for *Ae. subarctica* (lok. 54 en liten myrpytt ved Tegårdsvt.) synes ut fra litterature og fra egen erfaring å være typisk for arten. Refsaas (1986) fant i Trøndelag at *Ae. subarctica* var utbredt utelukkende i myrtjerneslokaliteter, selv om vannkvaliteten heller ikke her syntes å være så avgjørende. H. Olsvik's (pers. medd.) erfaring er at *Ae. subarctica* prefererer små, halvt eller helt avsnørte dammer i flytetorva langs bredden av større myrtjern. Askew (1988) sier arten formerer seg i sure basseng i torvmyr, der den legger egg sine i *Sphagnum*.

Alle mine funn av *L. albifrons* er gjort i skogmyrlokaliteter med ikke for høy konduktivitet eller humuspåvirkning, men med svært varierende pH-nivå. Både *L. albifrons* og *L. caudalis* er heimhørende i mesotrofe til oligotrofe myr- og skogstjern med rikelig av flytebladsvegetasjon (Valle 1938; Schmidt 1975, 1980, 1981, 1989; Collins & Wells 1986), *L. albifrons* noe mer oligotrofil enn *L. caudalis*. Det eksisterte bare én lokalitet (lok. 25 Solevatn, 50 m o.h.) for *L. caudalis* blant Kviftes (i Olsvik et al. 1990) mange lokaliteter. Der fantes den tallrik. Arten ble imidlertid ikke gjenfunnet av meg. *L. albifrons* derimot ble funnet i 7 lokaliteter i lavlandet og i midtre høydekategori. *L. albifrons* synes å tåle surere vann enn *L. caudalis*

sett ut fra det faktum at *L. caudalis* gikk ut og *L. albifrons* kom inn på et tidspunkt trolig grunnet forsurening av lok. 25 Solevatn (se senere). En må imidlertid anta en viss grad av konkurranse de to artene imellom. H. Olsviks (pers. medd.) erfaring fra Østfold/Akershus er at der de to artene opptrer sammen, fins *L. caudalis* gjerne hvilende på flytebladsvegetasjonen ute på vannet, mens *L. albifrons* oftest holder til ved land.

Selv om den tredje nokså sjeldne *Leucorrhinia*-arten, *L. pectoralis*, kanskje er mer knyttet direkte til lavlandet, synes denne ut fra mine undersøkelser å ha noe videre habitatvalg enn de to andre, med forekomst også i mer eutrofe vatn og dessuten brunvannslokaliteter, hvilket stemmer godt med Wildermuth & Krebs (1983), Askew (1988) og Pedersen & Holmen (1994). I Nord-Tyskland er arten karakteristisk for mesotrofe skogsmyrvatn. Alle *Leucorrhinia*-artene i Europa er forøvrig knyttet til myrlokaliteter (jf. Kvifte 1943). *L. pectoralis* fins også unntaksvis ved større sjøer.



Leucorrhinia pectoralis. (Foto: D.D.)

5.4.3. Euryøke arter evt. med lokal-europeisk preferanse for myr

L. quadrimaculata synes å være utpreget euryøk. Den ble hos Refsaas (1986) først og fremst registrert som en svært vanlig myrvannslibelle, men med relativ høy toleranse overfor lokalitetenes hydrografi. Askew (1988) peker på at arten tåler godt surt vann og refererer til situasjonen i Nord-Europa der den gjerne frekventerer myrvannslokalitetene. Valle (1938) karakteriserer *L. quadrimaculata* i Finland bare som typisk for stillestående vatn med mye vegetasjon. Og undersøkelser i Mellom-Europa (Dumont 1971; Wellinghorst & Meyer 1982) gir liksom på Sørlandet inntrykk av en utpreget euryøk art med mer indifferent forhold til myrvannslokaliteter (Schmidt 1964, 1975, 1978, 1989; Scheffler 1970).



Libellula quadrimaculata. (Foto: O.B.)

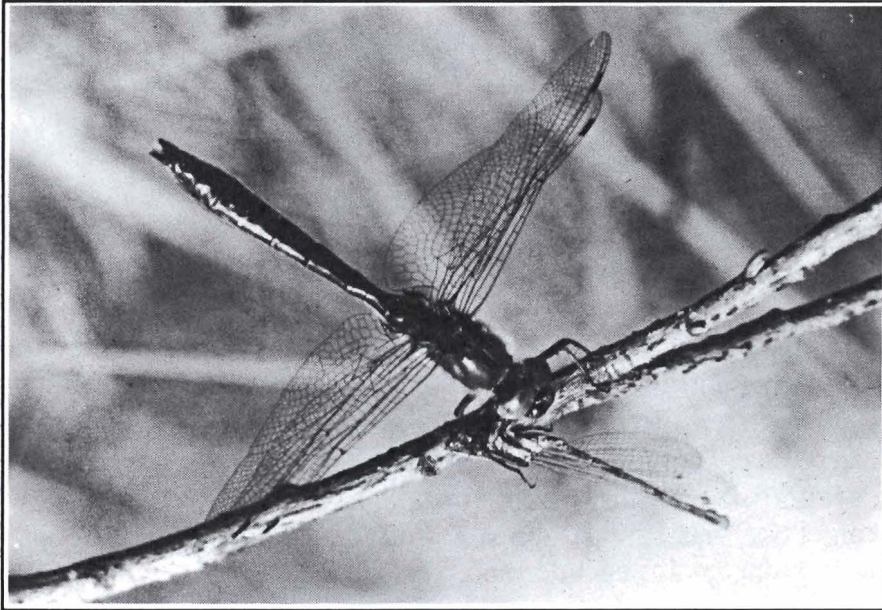
C. hastulatum, *Ae. juncea*, *S. metallica* og *S. danae* synes også euryøke, hvilket de også ble klassifisert som av Refsaas (1986; jf. Valle 1938, 1952). *C. hastulatum*, *Ae. juncea* og *S. danae* er i utenlandsk litteratur riktignok ofte beskrevet som karakterarter for myrbiotoper (Valle 1952; Schmidt 1964, 1967, 1975, 1978; Hammond & Merritt 1983, jf. McGeeney 1986; Askew 1988). *Ae. juncea* klassifiseres av Jacob (1969; jf. Wildermuth 1992) endog som acidobiont, dvs. med obligat tilknytning til surt vann, og *C. hastulatum* og *S. danae* som acidofile. Wellinghorst & Meyer (1982) angir imidlertid pH-intervall der *Ae. juncea* og *S. danae* kan utvikle seg, til henholdsvis pH 3,0-7,2 og 3,0-7,9. Her bør en imidlertid alltid ha klart for seg at artenes habitatpreferanse og -toleranse godt kan variere en del med f.eks. breddegrad innen utbredelsesområdet.

Jeg oppfatter også *Ae. grandis* blant de euryøke artene, men klart mindre euryøk enn f.eks. *Ae. juncea*. *Ae. grandis* er klart mer eutrofil. På samme vis fant Refsaas (1986) at selv om *Ae. grandis* var relativt vanlig ved ei rekke myrtjern, så hadde den, i motsetning til f.eks. *Ae. juncea*, en tydelig preferanse for eutrofe lokaliteter, samt lokaliteter med bare svakt surt/nøytralt og middels hardt/hardt vann. Ved eutrofe lokaliteter dominerte den over de andre *Aeshna*-artene. I Europa ellers er imidlertid *Ae. grandis* funnet i flere vanntyper enn *Ae. juncea*. Schmidt (1989) sier at i Nord-Tyskland fins *Ae. grandis* i alle slags vanntyper, men *Ae. juncea* bare i oligotrofe og i myrvannslokaliteter (jf. Schmidt 1978). Men Valle (1938) i Finland karakteriserer som jeg *Ae. juncea* som tilhørende alle typer vann. Dette forholdet skyldes nok at våre nordiske eutrofe og mesotrofe vatn på langt nær er så eutrofe som de lengre sør i Europa. Valles (1952) og Longfields (1960) habitatbeskrivelser passer også godt inn i dette. Valle (1952) angir dessuten også funn av *Ae. grandis* fra brakkvannslokaliteter.

C. hastulatum var i mine undersøkelser blant de mest euryøke artene. Og på tross av artens "preferanse" for myrvannslokaliteter lengre sør i Europa (Jacob 1969 og forfattere nevnt ovafor) fins den også f.eks. i tilknytning til leirholdige små dammer (Schmidt 1976).

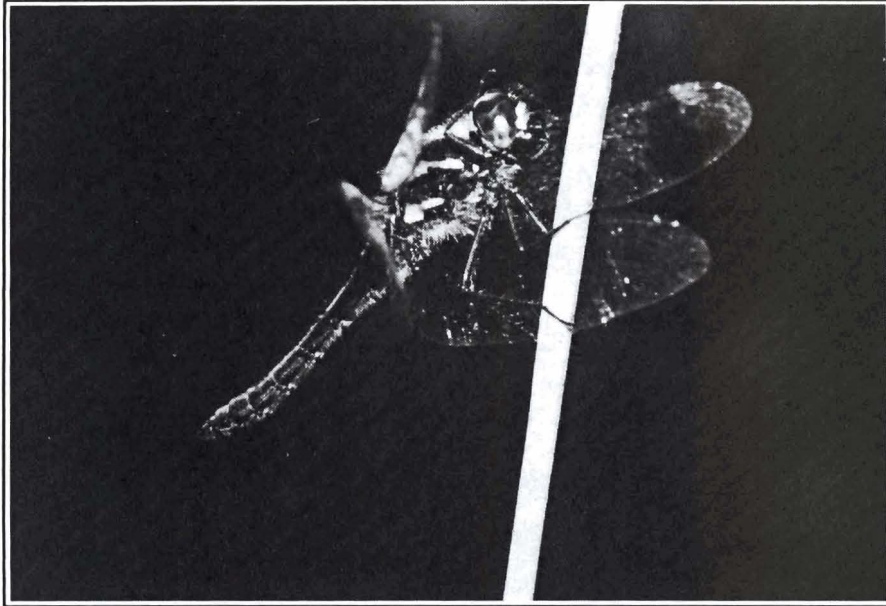
Både *C. aenea* og *S. metallica* ble registrert over et bredt spekter av biotoper. Det var ut fra mine undersøkelser vanskelig å se økologiske forskjeller hos dem, bortsett fra at sistnevnte

art ble funnet ved større høyde over havet: 470 mot 275 m. Sømmes (1937) høyeste noteringer var henholdsvis 700 m (Bygland, Aust-Agder) og 357 m o.h. (Nordmarka, Oslo) for *S. metallica* og *C. aenea*. Begge artene synes relativt euryøke, men *C. aenea* i noe mindre grad enn *S. metallica*; det samme fant Refsaas (1986) for Nord-Trøndelag. Schmidt (1973, 1978) peker på *S. metallica* som mer euryøk enn *C. aenea*, fordi den, som hos Refsaas (1986) også hyppig fins i tilknytning til rennende vann (jf. Valle 1938). *C. aenea* foretrekker ifølge Schmidt (1989) lokaliteter på myr. Imagines av begge arter ble imidlertid hos meg også registrert gjentakne ganger i forbindelse med elver og bekker. Eventuell forekomst av larver ble imidlertid ikke undersøkt.



Cordulia aenea. (Foto: O.B.)

S. danae ble på Sørlandet registrert i mange typer lokaliteter, men ikke høyere enn 275 m o.h.; Sømme (1937) rapporterer den fra 399 m høyde ved Eine (Oppland), men heller ikke dette er særlig høyt, sammenliknet med de andre ovennevnte artene, med unntak av *C. johanssoni* og *C. aenea*. De andre artene kan godt finnes 500-1000 m o.h. (se f.eks. Sømme 1937). Også i utenlandsk litteratur har *S. danae* et vidt spekter av habitater, men gjerne med et optimum i myrvannslokaliteter (Schmidt 1976).



Sympetrum danae. (Foto: O.B.)

S. striolatum ga i mine undersøkelser også inntrykk av et bredt habitatvalg, men den var absolutt vanligst i de mer eutrofe lokalitetene. Mens mitt høyestliggende funn av *S. striolatum* er 211 m, fins det funn av arten opp i 800 m (Lysekilen, Rogaland; se Sømme 1937). *S. striolatum/nigrescens* ved nordgrensa av sitt utbredelsesområde, i Trøndelag, fins bare i lavlandet med geografisk eller historisk nærhet til havet, helst ved noe større vatn og til gunstig vannkvalitet (Refsaas 1986; Dolmen & Refsaas 1987). Den er i Europa ellers funnet i dammer og andre grunne, stillestående vann, i enkelte tilfelle også i saltholdig vann (Askew 1988).

Også *L. sponsa* ga i mine undersøkelser inntrykk av å være en euryøk art mht. vannkvalitet.



Lestes sponsa. (Foto: O.B.)

Den fantes imidlertid bare jevnt utbredt opp til 240 m o.h., dog med høyeste lokalitet 430 m o.h. Også Sømme (1937) peker på at *L. sponsa* stort sett fins utbredt (i nåleskogsområdet)

i bare relativt liten høyde over havet. Når det gjelder *L. sponsa* i Trøndelag, dvs. ved nordgrensa av sitt utbredelsesområde, fins den bare i lavlandet med geografisk eller historisk nærhet til havet, i små myrtjern og -dammer med gunstig vannkvalitet (Refsaas 1986; Dolmen & Refsaas 1987). Valle (1938) viser også til at *L. sponsa* gjerne opptrer i myrtjern, selv om den forekommer mest tallrik ved mindre lokaliteter på leirgrunn. I Storbritannia fins arten i mange slags biotoper (Hammond & Merritt 1983; McGeeney 1986); rik vegetasjon synes imidlertid viktig (Askew 1988). Også i Tyskland er arten utbredt i de fleste vanntyper (Schmidt 1975, 1989) og til og med forekommer den i saltholdig vann (Schmidt 1978).

5.4.4 Andre euryøke arter og overgangsformer

Jeg vil likeledes klassifisere *P. nymphula* og *E. cyathigerum* som euryøke, hvilket om enn noe mindre og i varierende grad, finner støtte i litteraturen (se Refsaas 1986; jf. Valle 1938; Schmidt 1964, 1975, 1978, 1989; Jacob 1969; Scheffler 1970; Hammond & Merritt 1983). Wellinghorst & Meyer (1982) angir at *P. nymphula* og *E. cyathigerum* finner utviklingsmuligheter i vann med pH varierende henholdsvis i områdene 4,0-8,6 og 3,0-8,0. *P. nymphula* karakteriseres ofte som en art typisk for langsomt rennende bekker og elver, men, som sett i mine undersøkelser, med stor tilpasningsevne til de forskjelligste lokalitetstyper, både stillestående og rennende, sure, alkaliske og brakkvannsinfluerte (Valle 1938; Longfield 1960; Macan 1964; Jacob 1969; Hammond & Merritt 1983; McGeeney 1986; Askew 1988).

Hos Refsaas (1986) forekom *E. cyathigerum* oftest ved litt større, dystrofe myrtjern, men arten er også funnet i den annen ytterlighet som f.eks. brakkvannslokalteter (Valle 1952; Jacob 1969; Hammond & Merritt 1983). Askew (1988) peker på at *E. cyathigerum* har bred toleranse overfor vanntyper der den reproducerer. Arten ble hos meg registrert i alle høydenivå, og Sømme (1937) viser til funn i Sør-Norge like opp i Den subalpine og Den alpine sone. *P. nymphula* var i mine undersøkelser bare vanlig opp til 240 m, men høyeste registrering var 440 m o.h. Sømmes (1937) høyeste registrering var ca. 500 m o.h.

Ae. cyanea har både i undersøkelsesområdet, i Norge ellers og i resten av Europa å ha et variert habitat, både i stillestående vann av ulike størrelser og i rennende vann (Schmidt 1978, 1989). Typisk for arten i Norge er imidlertid små vannansamlinger som gardsdammer o.l., ikke minst i leirjordsområder (Dolmen, Strand & Fossen 1991; Dolmen 1992; jf. Valle 1938; Hammond & Merritt 1983; Askew 1988). Arten er på langt nær så vanlig som *Ae. juncea* og *Ae. grandis*. Høyeste registrerte funn i mine undersøkelser er 275 m o.h. Sømmes (1937) høyeste notering er 494 m o.h.

E. najas syntes å innta en mellomstilling mellom de vanlige, euryøke artene og de mer spesialiserte. Schmidt (1978) karakteriserer *E. najas* som en relativt euryøk art i Europa. Den ble under mine undersøkelser imidlertid aldri funnet i typiske myrtjern. Går vi til Norges nordligste lokaliteter for arten, i Trøndelag, er den der utelukkende funnet i sterkt eutrofe og vegetasjonsrike dammer og tjern med rik flytebladsvegetasjon (Dolmen & Refsaas 1987). Dens preferanse for flytebladsvegetasjon, spesielt av tjørnaks eller nøkkeroser, er godt kjent (May 1933; Valle 1938; Schmidt 1975, 1988; Moore 1976; McGeeney 1986; Askew 1988). Slik vegetasjon fins det spesielt godt med i litt næringsrike biotoper i lavlandet, ikke i de mer næringsfattige myrtjerna. Mine funn ble gjort opp til 211 m o.h. Sømme (1937) har notert 180 m (Nannestad, Akershus) som høyestligende registrering.

5.4.5 Lavlandsarter

I. elegans viser på Sørlandet relativt sterke krav mht. til miljøet, bl.a. mht. høyde over havet/kloridinnhold, pH og konduktivitet, som det framgår av denne undersøkelsen. Tilknytningen til havet og god vannkvalitet gjelder i enda sterkere grad mot nordgrensa av utbredelsen, i Trøndelag (Refsaas 1986; Dolmen & Refsaas 1987). *I. elegans* må der antas å overleve bare i deres mest optimale miljø. I Nord-Tyskland fins arten imidlertid overalt i stillestående og rennende vann (Schmidt 1989), og Valle (1938) gir også for Finland inntrykk av et relativt vidt habitat.

Klorid reknes ellers for å ha stor giftvirkning på øyestikkerlarver (Watson, Arthington & Conrick 1982). Spesielt når det gjelder *I. elegans* viser imidlertid flere undersøkelser at arten har høy evne til å tåle høye kloridkonsentrasjoner, endog brakkvann på 1,1% (Vierssen & Verhoeven 1983; jf. Valle 1938; Schmidt 1978; Askew 1988). Den er dessuten i stand til å tåle og trives i tildels sterkt forurenset vann (Valle 1952, Jacob 1969, Dumont 1971, Rudolph 1978; Askew 1988). Wellinghorst & Meyer (1982) angir at *I. elegans* utvikler seg i vann med pH 4,2-10,0. Likevel er arten visstnok sjelden eller aldri funnet i rene myrvannsbiotoper, men finner altså optimale livsvilkår i sterkt eutroft vann (Schmidt 1967, 1975; Scheffler 1970; McGeeney 1986).

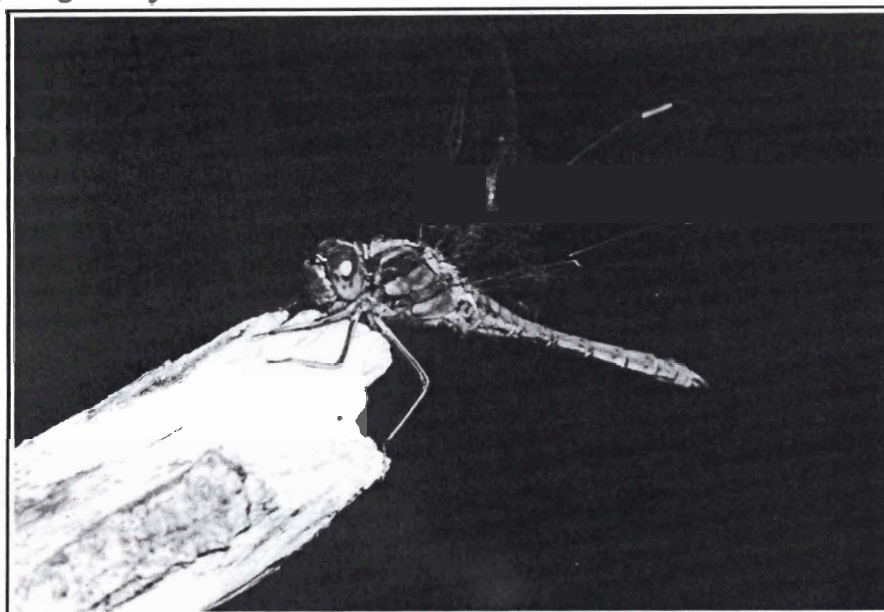
C. pulchellum og *C. puella* likner mye på hverandre (både i utseende) og i økologiske krav. Begge artene, liksom *I. elegans*, viste i mine undersøkelser sterk preferanse for de eutrofe lavlandslokalitetene, men både *C. pulchellum* og *C. puella* ble i tillegg også funnet ved mer dystrofe tjern (spesielt henholdsvis lok. 25 Solevatn og lok. 32 Seljåstjern, og lok. 38 Mårvatn). Disse artene synes altså ikke i samme grad som *I. elegans* å være helt avhengig av eutrofe, marininfluerte lokaliteter. Selv om *C. pulchellum* i Trøndelag er knyttet mest til eutrofe lavlandsvatn nær hav eller fjord fantes den der også i to myrtjern, mens *I. elegans* bare ble funnet i større, lavereliggende eutrofe vatn med tette telmatofytiske vegetasjonsbelter (Refsaas 1986; Dolmen & Refsaas 1987). Shefflers (1970) undersøkelser støtter dette synet på *C. pulchellum*, men han påpeker at arten nok er konkurransemessig underlegen i myrbiotoper (jf. Schmidt 1975).

Alle tre artene ble i undersøkelsesområdet også funnet ved rennende vann, *I. elegans* oftest (6 av 25 lok.), *C. puella* (4 av 31) og *C. pulchellum* (1 av 20) mer sjeldent, men det var ingen signifikant forskjell mellom artene. Ifølge Schmidt (1978) og Askew (1988) kan det synes som om *C. puella* bare sjelden frekventerer rennende vann i Mellom-Europa og Storbritannia.

Mine mest høytliggende lokaliteter for *C. puella* og *C. pulchellum* var på henholdsvis 73 og 78 m o.h. [Sømme (1937) noterte ca. 130-135 m o.h. (i Akershus og Østfold) for *C. puella*. Imidlertid har det i ettertid vist seg, ved kontroll av Sømmes Østfold-materiale av denne arten på Zoologisk Museum i Oslo, at samtlige individer der var feilbestemt (rev. H. Olsvik; se Løfall & Pettersen 1995). Da *C. puella* senere heller ikke er blitt gjenfunnet i landsdelen, er det vel mest sannsynlig at tallene ovenfor i virkeligheten refererer til funn av *C. pulchellum*.] *C. pulchellum* oppgir Sømme (1937) til 190 m o.h. (Brandbu, Oppland). Undersøkelsesområdets høyestliggende lokalitet for *I. elegans* er 65 m o.h., dvs. godt under MG (75m o.h.). Sømmes (1937) høyeste notering var 96 m, i et område der MG ligger på omkring 220 m o.h. (Asker, Akershus).

Wildermuth & Krebs (1983) rekner både *C. puella* og *I. elegans* som euryøke, sammen med *L. quadrimaculata* og *S. striolatum*, mens *C. pulchellum*, *C. hastulatum* og *Ae. juncea*, sammen med *S. flavomaculata* og *L. pectoralis* som torvmyrarter. Askew (1988) sier *C. pulchellum* synes å være mer tolerant mht. forsurning enn *C. puella*.

S. vulgatum ble registrert kun i noen av de mest eutrofe lokalitetene, opp til 50 m o.h. Hos Schmidt (1975, 1978, 1989) synes den å forekomme i alle typer vann, mens *S. striolatum* er mer sporadisk forekommende. Askew (1988) sier imidlertid at disse artenes habitat er sammenfallende. Om *S. flaveolum* sier Askew (1988) at habitatet gjerne er sumpkmark, men også i tilknytning til myr.



Sympetrum vulgatum. (Foto: O.B.)

C. virgo og *C. boltoni* er i undersøkelsesområdet nesten alltid funnet sammen. Artene er knyttet til rennende vann. Habitatet er oftest bekker og små elver med stein eller grusbotn, evt. noe mudder, og relativt klart vann. Breddene er gjerne vegetasjonsrike. *C. virgo* er imidlertid vanligere enn *C. boltoni* og går høyere. Førstnevnte ble registrert opp til 175 m o.h. mot 76 m o.h. for *C. boltoni*. Sømme (1937) noteringer (fra Norge) er henholdsvis 399 m (Eina, Oppland) og 175 m (Mangor, Hedmark). Tjønneland (1953) har riktignok registrert *C. virgo* så høyt som 530 m o.h. i Snåsa, Nord-Trøndelag. Valle (1938) sier forøvrig at *C. virgo* også fins i humusrike bekker så vel som i klart eller leirholdig vann. Dette er også den erfaring jeg har fra andre steder i Norge. *C. boltoni* er nok mindre vanlig i leiområdene.

En tredje art knyttet til rennende vann, *O. forcipatus*, ble av Kvifte (i Olsvik et al. 1990) registrert i tre lokaliteter, 34-51 m o.h. og alltid sammen med *C. virgo* og *C. boltoni*. Arten ble imidlertid ikke gjenfunnet under mine undersøkelser. Den vil helst ha rene, steinete, rasktflytende bekker (i mindre grad bredden av større sjøer) og er trolig en ennå mer utpreget lavlandsart enn de to foregående (jf. Sømme 1937; Askew 1988; Schmidt 1989). Altmüller, Breuer & Rasper (1989) plasserer *C. virgo* og *C. boltoni* i et vassdrags bekkeregion (Rhitron), med overgang til elveregionen (Potamon), tildels overlappende med *O. forcipatus*, som er parallellforskjøvet noe lengre ned.

O. coerulescens synes å være typisk for svakt sure, oligotrofe vatn i lavlandet. Høyeste funn rapportert av Sømme (1937) var 41 m o.h. fra Øyestad (Aust-Agder), mens jeg i dette

samme området fant den jevnlig opp til 76 m o.h., dessuten ved én lokalitet 175 m o.h. Kvifte (1942 b) har tidligere registrert *O. coerulea* 180 m o.h. like i nærheten, men disse to funnene er da også unntak. Schmidt (1975) sier *O. coerulea* i Nord-Tyskland lokalt fins i kalkrike bekker, men ellers generelt i Europa i bekker, sjøer og myrvatn (Schmidt 1976, 1989). I Storbritannia beskriver McGeeney (1986) arten fra elver, myrbasseng og sumpmark. Arten har nok derfor en videre habitatnisjebredde lengre sør, som også beskrevet av Askew (1988): myrer og sumper og dessuten små dammer, grøfter og elver med rolige strømforhold.

B. pratense er en lavlandsart. Undersøkellesområdet høyestliggende funn er 78 m o.h., dvs. like over MG. Habitatet er fortrinnsvis litt rike lokaliteter med mye telmatofytisk kantvegetasjon, men arten fins også i mesotrofe myrtjern med lyng- og porsbredder, begge altså nokså likt det som beskrives fra Europa forøvrig. Ifølge Schmidt (1975, 1978; jf. Valle 1938) er *B. pratense* således knyttet til vatn med godt utviklet telmatofytisk vegetasjonsbelte i strandkanten, men finnes både i rennende og stillestående vann, inkludert myrvannslokalteter. I Storbritannia er den sagt å favorisere diker og kanaler i lavlandet (Hammond & Merritt 1983; McGeeney 1986).

5.4.6 Geografiske forskjeller og habitatskifte

Som nevnt tidligere kan en art gjerne bli oppfattet som euryøk i Mellom-Europa og stenøk her i Norge, men også omvendt. Mulige genetiske forskjeller hos bestandene kan medføre forskjellig preferanse eller toleranse for ulike miljøer. I tillegg kommer det forhold at artene mot ytterkanten av sin utbredelse, ikke minst mot nord, bare overlever i sine mest optimale habitat. Lengre sør, der lav temperatur og kort sommersesong ikke lenger virker begrensende, kan arten tillate seg mer suboptimale habitater og likevel overleve.

Når en art beskrives i Mellom-Europa å finnes så godt som overalt: i dammer, myrtjern, sumper og sjøer, betyr ikke det at arten er euryøk i egentlig forstand, ikke sammenliknet med den langt større variasjon av biotoper som f.eks. fins her til lands. I Mellom-Europa er lokalitetene i regelen betydelig mer eutrofe - også de få myrvannslokaltetene - og miljøet langt mer homogent. Norske eutrofe og mesotrofe sjøer ville trolig bli betraktet som henholdsvis mesotrofe og oligotrofe i tysk målestokk. Dessuten varierer definisjoner for f.eks. surt og ikke-surt vann. Et eksempel på ovenstående forhold er det Askew (1988) skriver om *Ae. juncea*, at den prefererer oligotroft og svakt surt vann, men også at egglegginga foregår i planter som dunkjevle og sverdlilje, arter som i Norge er karakterarter for eutrofi!

En annen sak er at det med geografisk lengde eller bredde også kan forekomme et habitatskifte. Dette ser ut til å være tilfelle med *S. flavomaculata*. Arten ble registrert som ny for Norge av Olsvik (1990) i to lokaliteter øst for Oslofjorden: Ski i Akershus og Rakkestad i Østfold, begge steder under meso- og eutrofe forhold. (Et gammelt og usikkert funn foreligger fra Lyngdal i Vest-Agder.) Arten er ellers, ved sida av mine to funn i Aust-Agder (denne rapporten), registrert på Tjøme i Vestfold (A. Fjellberg leg.; pers. medd. H. Olsvik) - her er alle ferskvannslokalteter mer eller mindre eutrofe og kystpåvirkete. Den er også funnet i Arekilen på Hvaler, Østfold (Pettersen 1992), antakelig i liknende miljø.

Artens habitat er gjerne vannforekomster i tilknytning til takrør"skoger" eller annen høy og tett telmatofytisk vegetasjon. Individuer av arten kan ses patruljerende på kryss og tvers nettopp over disse "skogene" (jf. May 1933; Askew 1988). Liknende atferd og habitat (ved bekk) ble også notert (1990) på Istria-halvøya i Slovenia (Dolmen, unpubl.). Kommer en østover til Mellom-Sverige og Finland, finner en imidlertid arten i sure, næringsfattige myrlokaliteter, helt forskjellig fra f.eks. de norske og sør-svenske (Valle 1938; Sahlén 1985; Hans Olsvik, pers. medd.). Også i Sveits reknes *S. flavomaculata* som en torvmyrart (Wildermuth & Krebs 1983), mens Schmidt (1976) oppgir for Europa som helhet sumper som det vanlige, dessuten av og til bekker og elver.

5.5 Øyenstikkerne økologisk kategorisert

Ut fra ovenstående, som en konklusjon, kan en for Aust-Agder inndele øyenstikkerne i følgende kategorier. (Arter representert ved lite materiale er satt i parentes. Kunnskap fra andre deler av landet, evt. fra andre land, er i slike tilfelle også i mindre grad trukket inn i bedømmelsen):

Gr.1 EURYØKE ARTER

- 1a **Sterkt euryøke arter:** *Coenagrion hastulatum*, *Enallagma cyathigerum*, *Aeshna juncea*, *Somatochlora metallica*, *Libellula quadrimaculata*.
- 1b **Middels euryøke arter** (geografisk/klimatisk/trofisk begrensning): *Lestes sponsa*, *Pyrrhosoma nymphula*, *Aeshna grandis*, *Cordulia aenea*, *Sympetrum danae*.
- 1c **Mindre euryøke arter:** *Erythromma najas*, *Aeshna cyanea*, *Sympetrum striolatum*, (*S. flaveolum*).

Gr.2 MYRTJERNARTER

- 2a **Myrtjerner A** (knyttet til *Sphagnum*/dy-bredder og bløtt, surt og middels humøst vann): (*Aeshna subarctica*, *Ae. caerulea*).
- 2b **Myrtjerner B** (knyttet til *Sphagnum*-bredder, men i mindre grad til vannkvalitet): *Leucorrhinia dubia* (oftest i surt vann!) (*Coenagrion johanssoni*, *Somatochlora arctica*).
- 2c **Myrtjerner C** (knyttet til *Sphagnum*-bredder, men i gunstigere lokaliteter i lavlandet, med rikelig av flytebladsvegetasjon: *Leucorrhinia albifrons*, *L. pectoralis*).

Gr.3 OLIGO/MESOTROFILE LAVLANDSARTER [<MG+]

- 3a **Oligo/mesotrofile arter** (knyttet - men ikke utelukkende - til oligotroft/mesotroft, middels bløtt, svakt surt til nøytralt og lite humøst vann): *Orthetrum coerulescens*.
- 3b **Oligo/mesotrofile bekkearter** (samme som ovafor, men i rennende vann): *Calopteryx virgo*, *Cordulegaster boltoni*.

Gr.4 EUTROF/MESOTROFILE LAVLANDSARTER [<MG]

- 4a **Kyst/lavlandsarter A** (knyttet til eutrofe/mesotrofe, marint påvirkete lokaliteter med nøytralt til svakt surt, hardt til middels bløtt og lite humøst klart vann): *C. puella*, *C. pulchellum*, *Ischnura elegans*, (*Somatochlora flavomaculata*, *Sympetrum vulgatum*).
- 4b **Kyst/lavlandsarter B** (med mindre strenge krav til vannkvaliteten): *Brachytron pratense*.

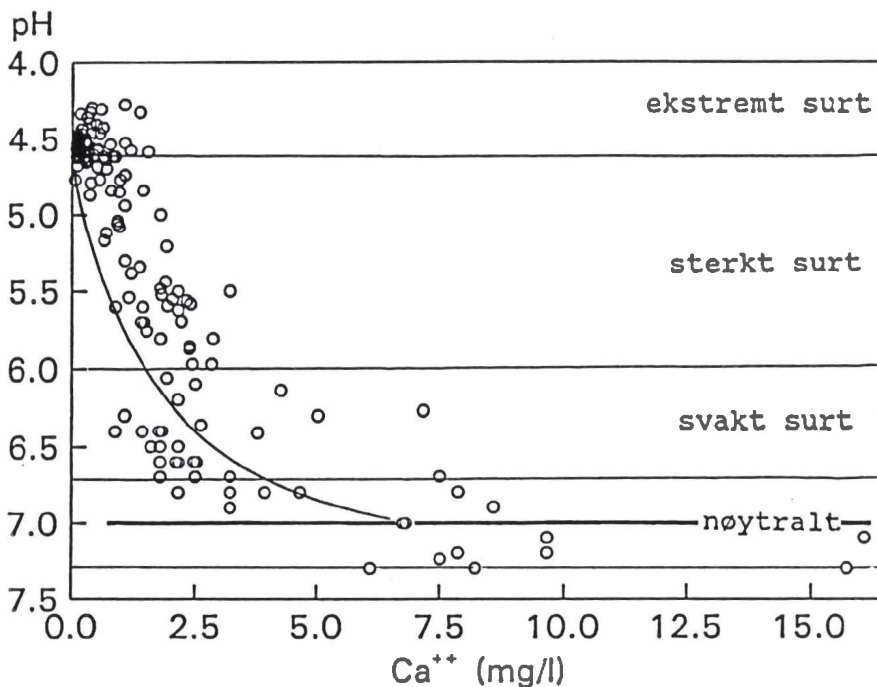
Artene *Coenagrion lunulatum*, *Onychogomphus forcipatus*, *Orthetrum cancellatum* og *Leucorrhinia caudalis*, som ikke er gjenfunnet i området, faller naturlig inn henholdsvis i kategoriene 2a, 3b, 4a (b?) og 2c.

6. FORSURNING OG EUTROFIERING

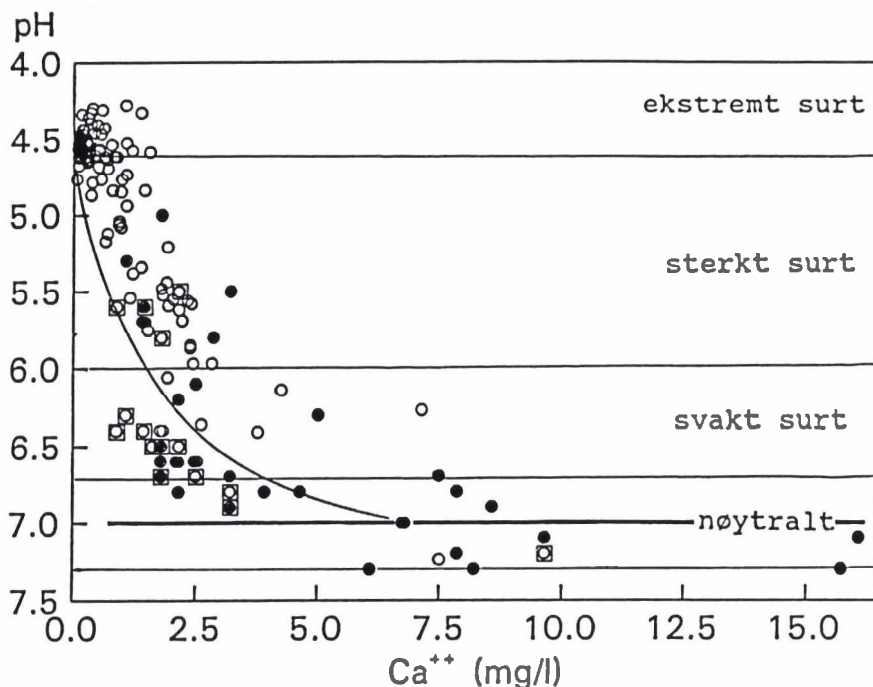
6.1 Øyenstikkernes forsureningstoleranse

Ikke bare pH-nivået, men i minst like stor grad aluminium i vannet er vist å kunne ha sterk toksisk virkning for gjelleåndende invertebrater så vel som for vertebrater, spesielt rundt pH 5,0 (Overrein et al. 1980; Wright et al. 1985; Kroglund, Hesthagen, Hindar, Raddum, Staurnes, Gausen & Sandøy 1994). Mange av lokalitetene i undersøkelsesområdet med såpass lav pH er myrtjern med bare liten eller ingen direkte kontakt med berggrunnen. Al-innholdet blir da lavt, og mye av det som fins, er bundet til humusstoffene i myrvannet og derfor ikke giftig. Også salter i vannet har positiv modifierende effekt på virkningen av lav pH og Al, ikke minst kalsiuminnholdet (Overrein et al. 1980; Kroglund et al. 1994). Høyt innhold av Ca kan således for en del kompensere for senkning i pH (se f.eks. Økland & Økland 1986).

Kalsiuminnholdet sammen med pH-verdien vil ellers ofte gi en god indikasjon på om et vatn er i ferd med å forsures (Henriksen 1979; Overrein, Seip & Tollan 1980). Dette forholdet i de undersøkte lokalitetene er vist i Fig. 10. Henriksens (1979) empiriske forsureningsindekslinje skiller mellom de forsurete og de "naturlige" dammer, tjern og vatn, med de forsurete områdene til høyre/over linja. Avhengig av forsureningsgrad, kalkmengde og kalkningsmetode plasserer de ulike kalkete lokalitetene seg ulikt i forhold til forsureningslinja (Fig. 11). De fleste av dem havner imidlertid til venstre/under linja, dvs. som om de ikke var blitt forsuret.



Figur 10. Forholdet mellom Ca^{2+} og pH i de undersøkte lokalitetene. Innlagt er Henriksens forsureningsindikatorlinje (se teksten), der forsurete områder ligger til høyre og over linja.



Figur 11. Beliggenheten av kalkete (kvadrat) og ikke-kalkete lokaliteter i undersøkelsesområdet i forhold til Henriksens forsyningsindikatorlinje. Hovedlokalitet og tilhørende utløpsbekk/elv er slått sammen. Fylte sirkler under marin grense, åpne sirkler over marin grense.

Henriksens forsyningsindeks, sammen med surhetskategoriene synes å være godt anvendelig for å kategorisere øyenstikkerartene økologisk i forhold til forurening. De vanligste øyenstikkerne kan grovt sett deles inn i tre grupper, se Fig. 12 (arter som er usikre eller ikke helt følger mønsteret er satt i parentes):

a) arter som oftest fins i ikke-forsurete områder og som aldri opptrer i ekstremt surt vann: *C. virgo*, *E. najas*, *C. puella*, *C. pulchellum*, *I. elegans*, *B. pratense*, *C. boltoni*, *O. coerulescens*, *S. striolatum*, (*L. albifrons*, *L. pectoralis*),

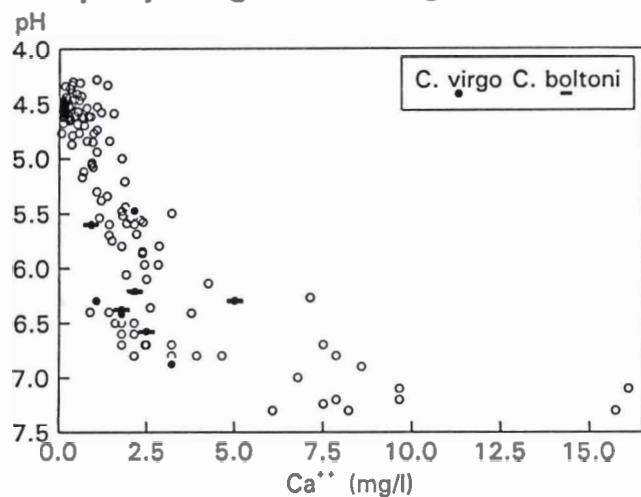
b) arter som like ofte fins i forsuret som ikke-forsuret vann og som ofte frekventerer ekstremt surt vann: *L. sponosa*, *P. nymphula*, *C. hastulatum*, *E. cyathigerum*, *Ae. juncea*, *Ae. cyanea*, *Ae. grandis*, *C. aenea*, (*S. metallica*), *L. quadrimaculata*, *S. danae*,

c) arter som er vanligere i forsuret enn i ikke-forsuret vann og er typiske for ekstremt sure lokaliteter: *L. dubia*.

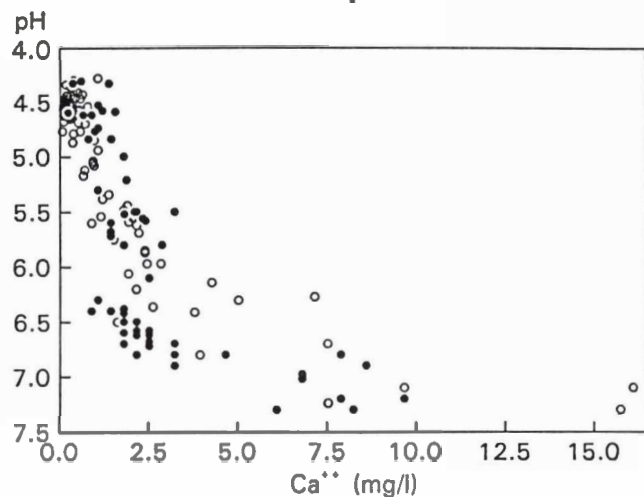
Det er nærliggende å anta at artene i den første gruppa lettest lar seg slå ut av sur nedbør, ikke minst *E. najas* og *C. puella*, som begge ligger nokså nær forsyningslinja, dessuten *I. elegans*, som her aldri er registrert ved pH lavere enn 6,1. En har da også eksempler på at i alle fall de to førstnevnte artene har dødd ut i lokaliteter preget av forurening; se senere, del 7.

Når noen arter går ut pga. forurening, kan andre gjerne komme inn. Men alt i alt innehar ikke-forsurete lokaliteter flere arter enn lokaliteter i forureningsområdene. I Fig. 13 ses klart at lokaliteter med mange arter først og fremst ligger under eller nær over forsyningslinja. Unntak fins imidlertid, og mest iøynefallende er kanskje lok. 25 Solevatn (pH 5,0 - Ca^{2+} 1,8). Lokaliteten, et av de få typiske myrtjern i lavlandet, er blant de aller beste både mht. antall arter (17) og individer (Tabell 4). Ellers ses også at to av de sureste (sterkt forsurete) lokalitetene (lok. 61: pH 4,28 - Ca^{2+} 1,06; lok. 82: pH 4,33 - Ca^{2+} 1,37) slett ikke innehar noen spesielt fattig øyenstikkerfauna, men henholdsvis 6 arter (*C. hastulatum*, *Ae. sp.*, *C. aenea*, *S. metallica*, *L. quadrimaculata*, *L. dubia*) og 8 arter (*L. sponosa*, *P. nymphula*, *C. hastulatum*, *Ae. sp.*, *C. aenea*, *L. quadrimaculata*, *S. danae*, *L. dubia*).

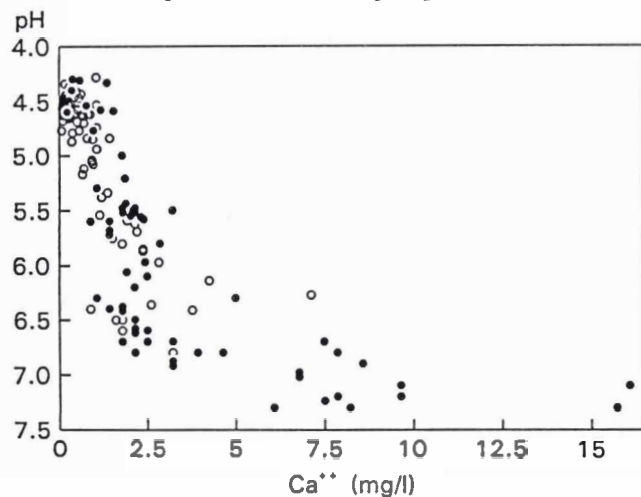
Calopteryx virgo Cordulegaster boltoni



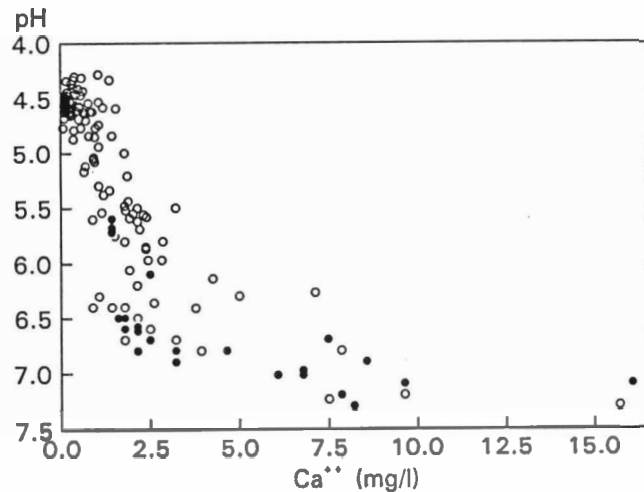
Lestes sponsa



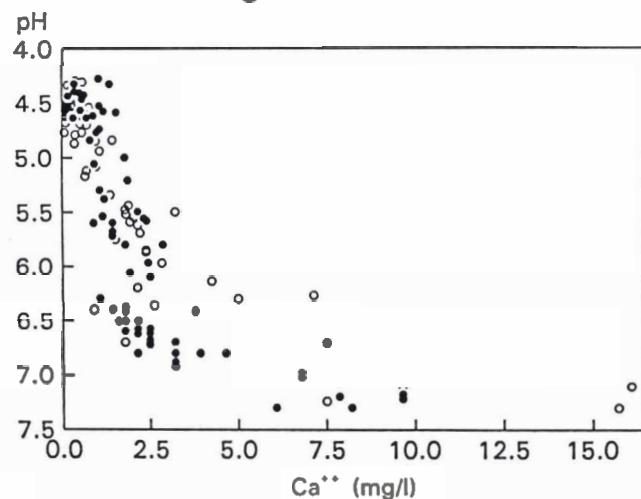
Pyrrhosoma nymphula



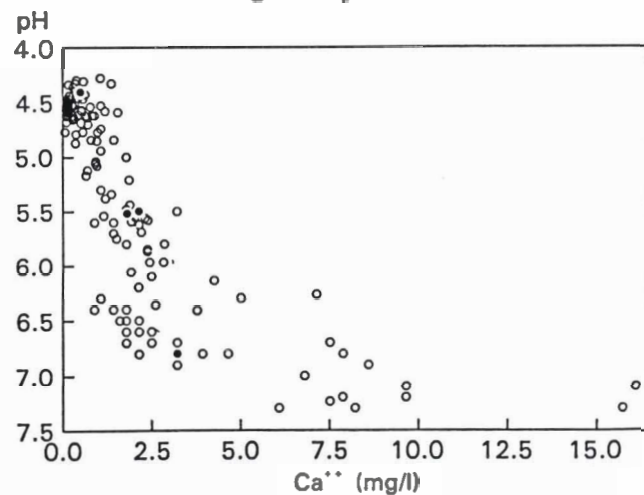
Erythromma najas



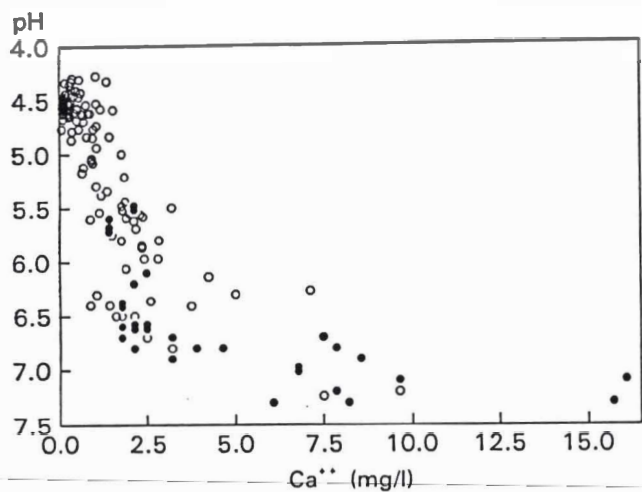
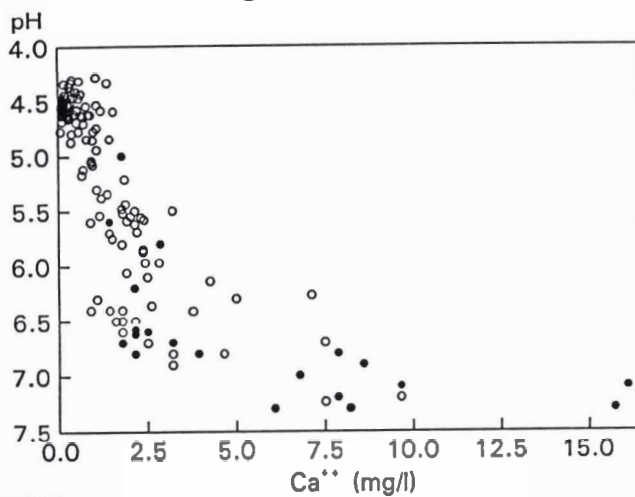
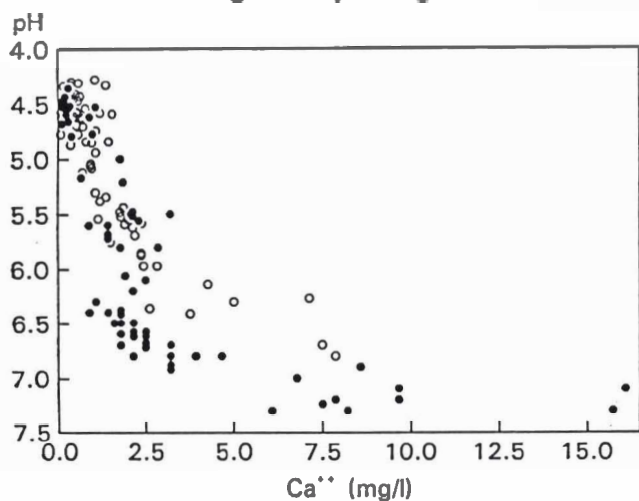
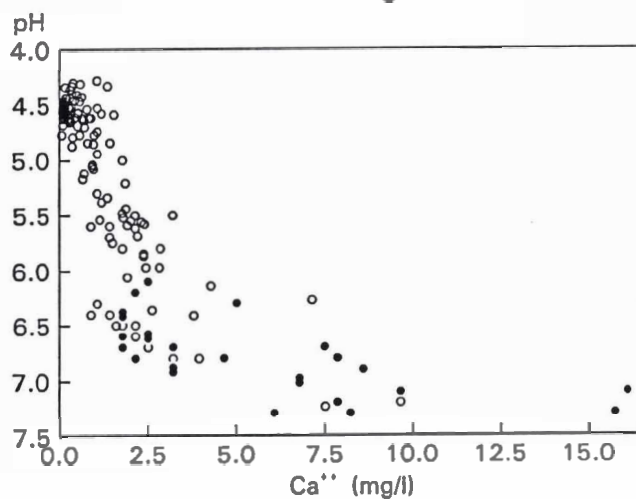
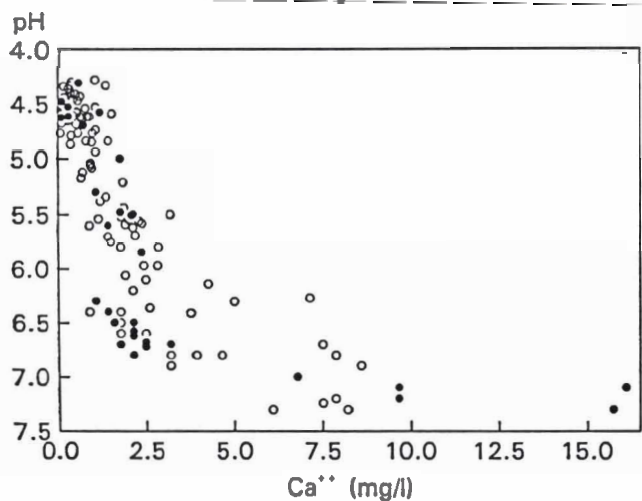
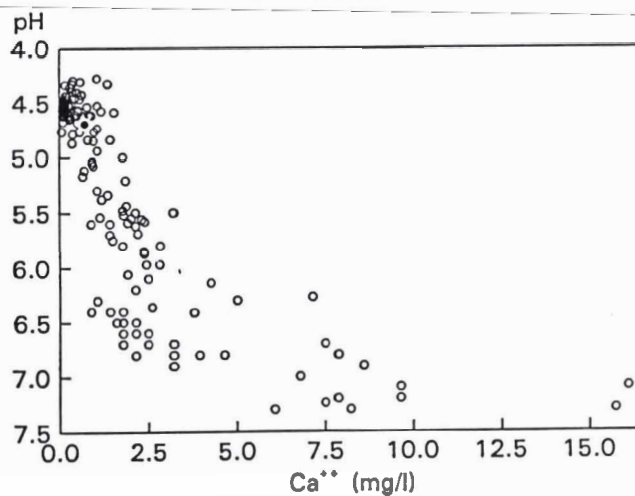
Coenagrion hastulatum



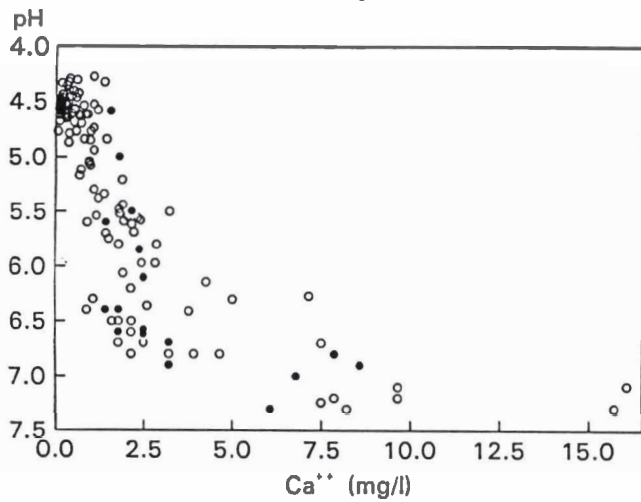
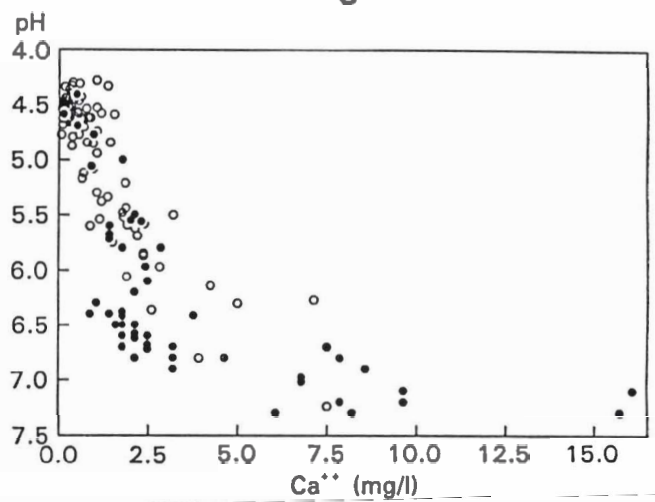
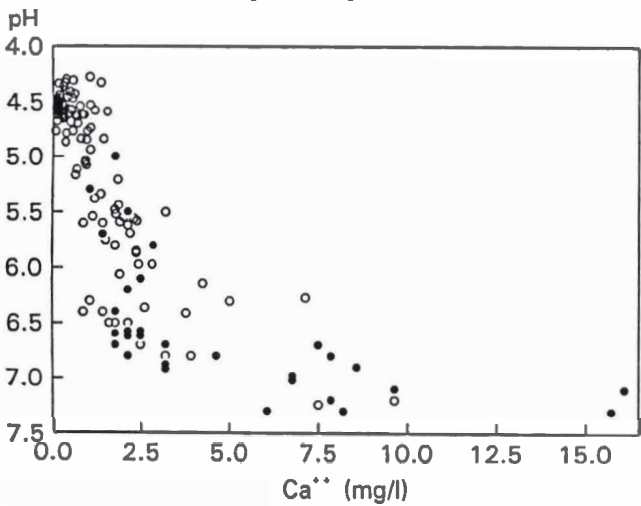
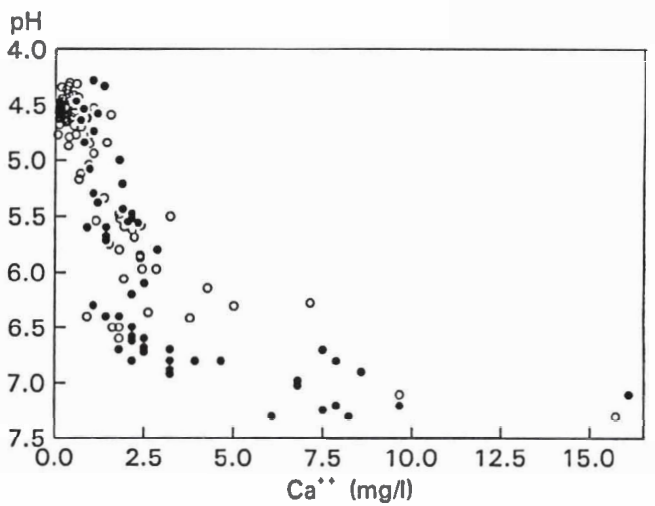
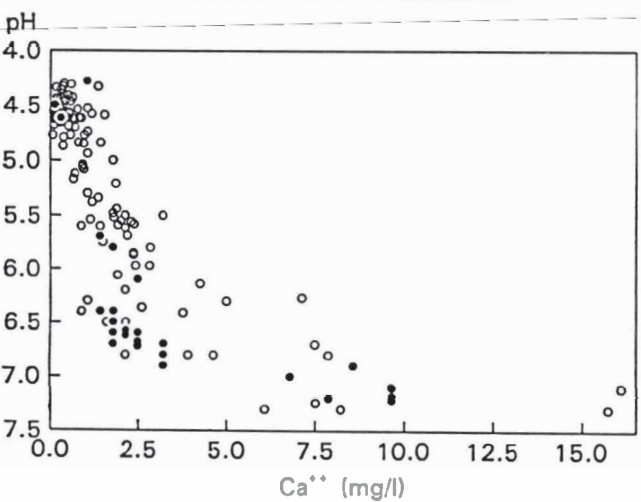
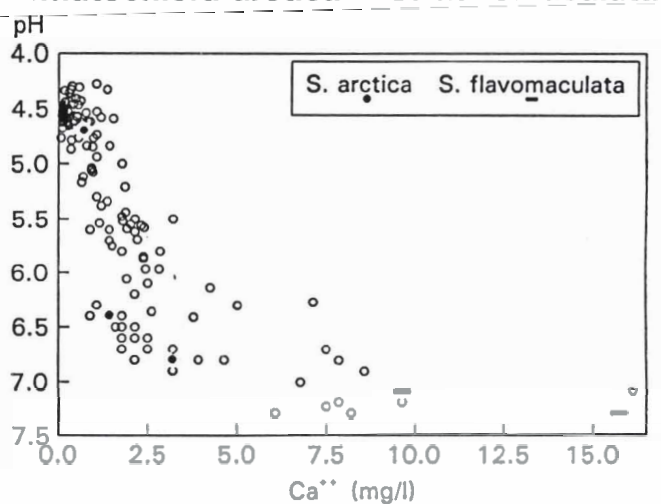
Coenagrion johanssoni



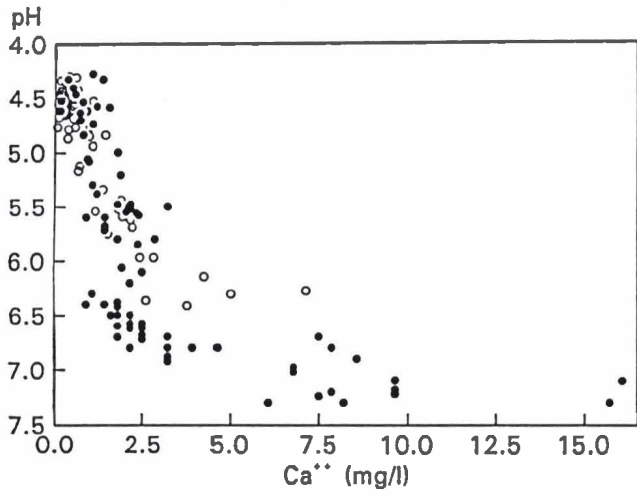
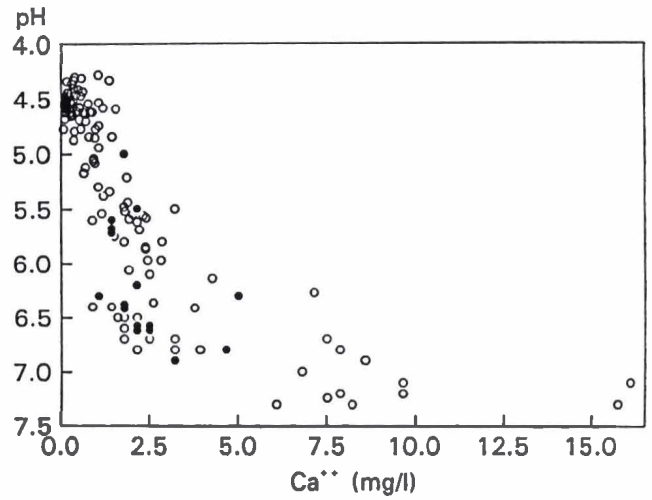
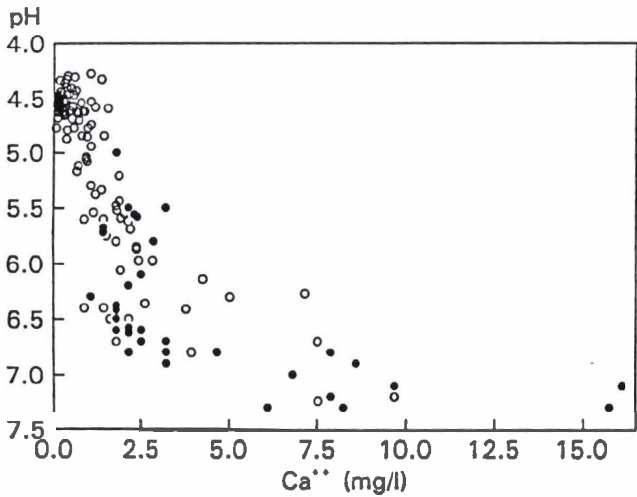
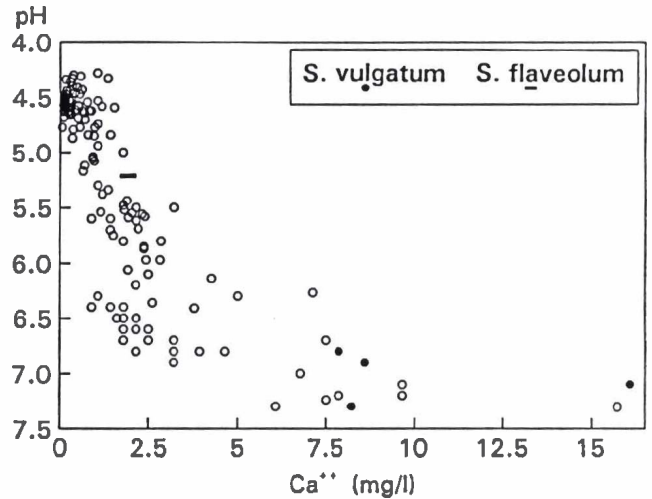
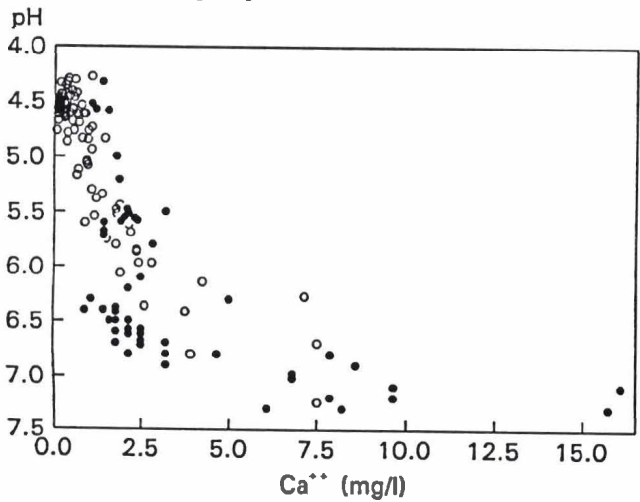
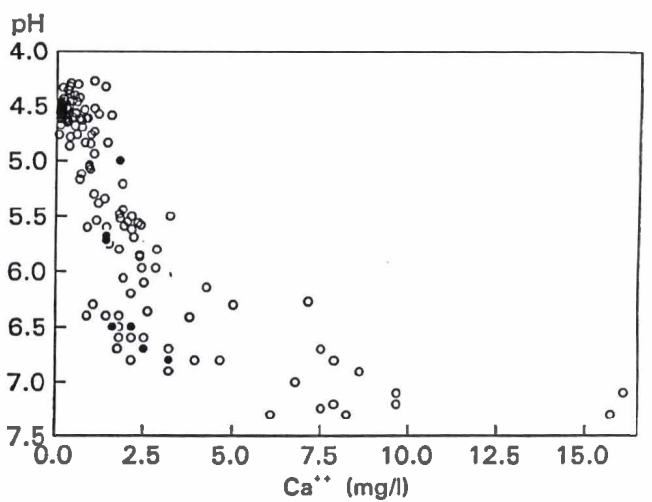
Figur 12. Forekomst av øyestikkerartene i forhold til forsureningssituasjonen (jf. Fig. 10).

Coenagrion puella**Coenagrion pulchellum****Enallagma cyathigerum****Ichnura elegans****Aeshna juncea****Aeshna subarctica**

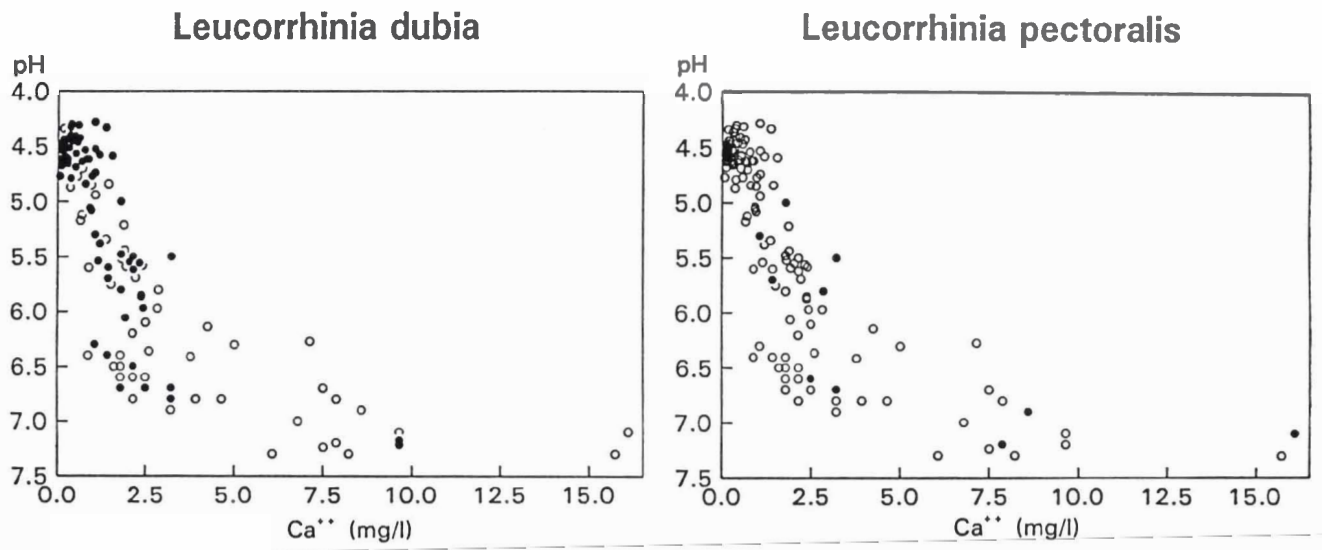
Figur 12 forts.

Aeshna cyanea**Aeshna grandis****Brachytron pratense****Cordulia aenea****Somatochlora metallica****Somatochlora arctica S. flavomaculata**

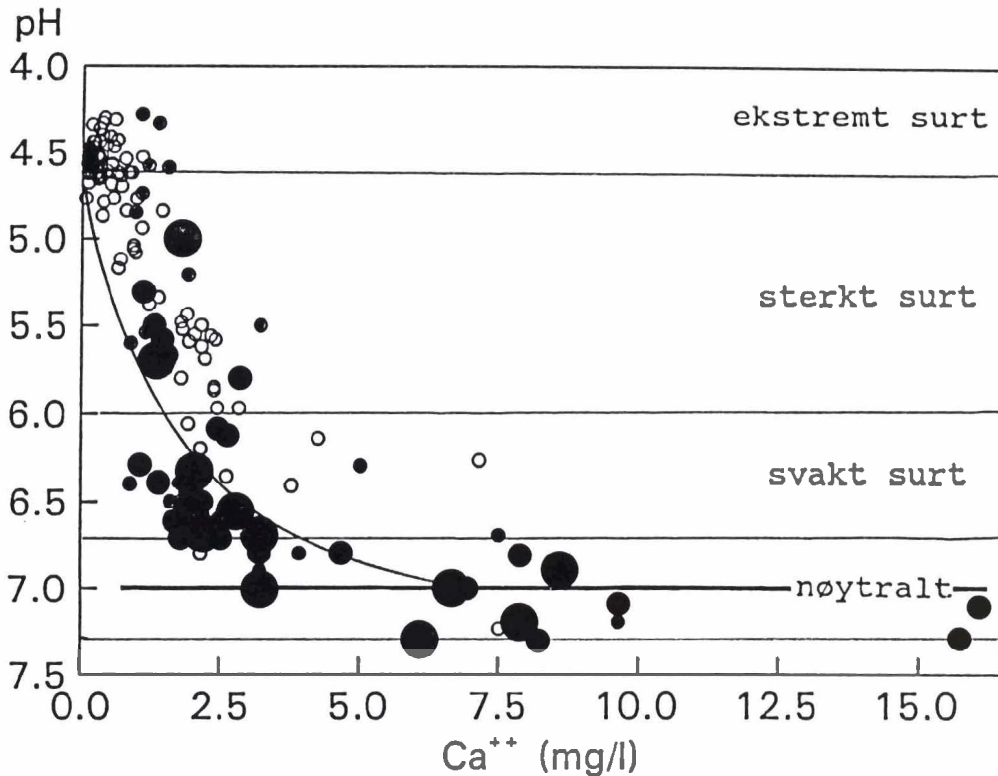
Figur 12 forts.

Libellula quadrimaculata**Orthetrum coerulescens****Sympetrum striolatum/nigrescens****Sympetrum vulgatum S. flaveolum****Sympetrum danae****Leucorrhinia albifrons**

Figur 12 forts.



Figur 12 forts.



Figur 13. Antall øyenstikkerarter ved de ulike undersøkte lokalitetene i forhold til forurensingssituasjonen. Innlagt er Henriksens forurensningsindikatorlinje. Hovedlokalitet og tilhørende utløpsbekk/elv er holdt atskilte. Små sirkler ≤ 5 arter, små prikker 6-10 arter, middels store prikker 11-15 arter, store prikker 16-20 arter.

6.2 Toleranse vs. habitatpreferanse

Om en art er funnet i én lokalitet og ikke i en annen, kan vise, men ikke nødvendigvis, artens toleranse for f.eks. vannkvalitet.

Flere invertebratgrupper er relativt inngående undersøkt mht. forekomst innen forurensningsområdene, dessuten deres surhetstoleranse. Produksjonen er merkbart redusert og næringsnettene enklere i de fleste forurente områdene (Raddum & Steigen 1981; Raddum & Sæther 1981; jf. Overrein et al. 1980). Økland & Kuiper (1980) peker på hvordan antall arter av småmuslinger avtar med synkende pH-nivå.

Erfaringsmessig er typiske arter/grupper i forurente vatn på Sørlandet, foruten øyenstikkerne *Lestes sponsa* og *Leucorrhinia dubia*, buksvømmere (Corixidae), ryggsvømmeren *Notonecta lutea* og vasskalven *Acilius sulcatus* (Dolmen unpubl.; jf. Økland & Økland 1986). Antallet av disse er høyt, hvilket viser at også produksjonen av næringsdyr tross alt ikke kan være ubetydelig.

Wellinghorst & Meyer (1982) har testet larvene til ei rekke øyenstikkerarter mht. pH-intervall de kan leve opp ved. Øyenstikkere har generelt høy surhetstoleranse; flere arter synes å greie seg ved så lave verdier som pH 3,0, men andre vannkjemiske forhold er her ikke tatt i betraktning. Øyenstikkere som gruppe er i det hele tatt blant de mest sur-

hetstolerante av ferkvannsinvertebratene (Zischke, Arthur, Nordlie, Hermanutz, Standen & Henry 1983; jf. Økland & Økland 1986). Undersøkelser, i Canada, viser at antallet øyenstikkerarter der faktisk øker med surere vann (Pollard & Berrill 1992). Selv om en del øyenstikkere ikke tålte forsurening, var enda flere helt begrenset til nettopp sure sjøer, og diversiteten økte derfor med avtakende pH. Ionetap-forsøk utført på vannnymfer viser også høy toleranse mot forsurening (jf. Brettum & Hindar 1985).

Bell (1971; jf. Wright et al. 1985; Økland & Økland 1986) viser til at klekkeperioden, dvs. overgangen fra larve/nymfe til imago, er en av de mest kritiske i et insekts liv, og at overlevelsen til mange insekter, inkludert øyenstikkere, i surt vann vil avhenge av vannkvaliteten på klekketidspunktet. Vårklekking, dvs. klekking i tida like etter snøsmelting og de laveste pH-verdiene, synes derfor noe hasardiøst for surhetsømfintlige vanninsekter. En euryøk, tilsynelatende acidofil art som f.eks. *L. dubia*, ifølge mine undersøkelser, synes imidlertid ikke å ha problemer med tidlig klekking: i forsurningsområdene på Sørlandet er den på vingene allerede i midten eller mot slutten av mai.

På tross av artenes store surhetstoleranse øker ofte tettheten i årene rett etter kalkning av øyenstikkere etter kalkning. Dette skjedde i betydelig grad med *L. sponsa* og *C. hastulatum* i Lille Finnetjern etter kalkning i 1981. Også hos *L. dubia* var det (en mindre) økning. I Store Finnetjern økte *P. nymphula* tydelig (Kroglund & Raddum 1985; jf. Brettum & Hindar 1985), trolig som et resultat av økt tilgang på næringsdyr. Øyenstikkerne generelt økte også litt i tetthet i Store Finnetjern. Nivået 1989-1991 var imidlertid lavere enn før kalkning, trolig som resultat av etter hvert sterkere predasjon fra abbor (Kroglund 1993).

Ikke bare surhetstoleransen og vannkvaliteten (se ovafor) spiller altså inn for en arts overlevelse i surt vann, men også f.eks. næringstilgang og predasjonstrykk, dessuten vegetasjonen og habitatpreferansen hos eggleggende hunner og konkurranse fra andre arter. Jeg kjenner ikke til at en eksperimentelt har forsøkt å utrede dette nærmere, bortsett fra et eksempel med *L. dubia*, se nedafor.

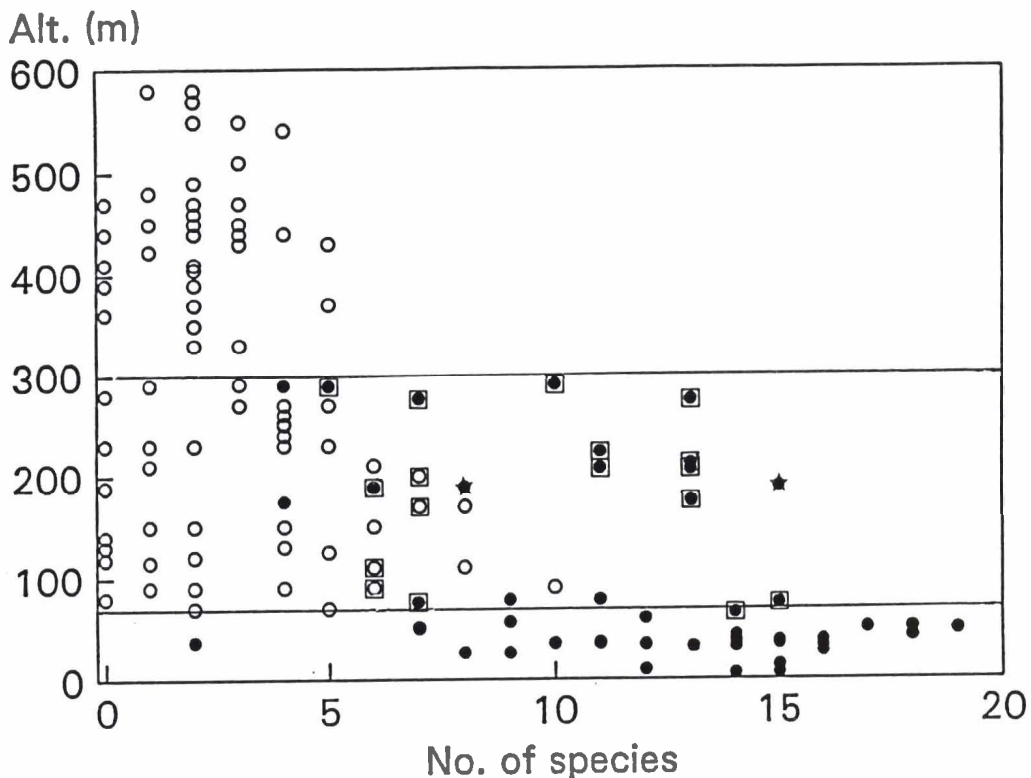
At *L. dubia* også kan overleve i mindre surt vann er vist i mine undersøkelser. Dette er imidlertid også vist ved akvarieforsøk; *L. dubia* sin utbredelse først og fremst i sure myrvannslokaliteter er derfor trolig et resultat av kombinasjonen habitatvalg og interspesifikke konkurranseforhold (Corbet, Longfield & Moore 1960). Artens preferanse for sure myrtjern er forsøkt forklart ut fra etologiske eksperimenter. Ved å plassere ut kunstige "dammer" av svart papir omgitt av hvitt, tiltrakk Steiner (1948) hunner av *L. dubia* som fløy i området. Hunnenes eggleggingsinstinkt syntes å bli utløst av kombinasjonen mørke myrdammer omgitt av lyse bredder av tørr og død, solbleket torvmose, slik dype myrdammer og -tjern antakelig kan fortone seg for en forbiflygende øyenstikker.

På samme vis vil trolig mange av de euryøke øyenstikkerne ikke være utbredt ut fra vannkvalitet, men ut fra andre økologiske og etologiske forhold.

Et potensielt stort problem er imidlertid den økning av filament-alger og moser som typisk finner sted i forsurete vatn (Overrein et al. 1980). Kvifte (i Olsvik et al. 1990) peker på at de store slimaktige klumpene av algevekst som dekker betydelige deler av botn på gruntområdene av Kviftekilen i Vegår og dermed den naturlige *Sphagnum*-vegetasjonen. Dette ble ment trolig negativt å påvirke larveutviklingen f.eks. for den sjeldne *L. albifrons*.

6.3 Utbredelse i forhold til generell forsurening, landbruk og kalkning

Som nevnt tidligere minker øyenstikkernes artstall også med høyden over havet. Dette gjelder separat både for "Kviftelokalitetene" og for lokalitetene i den andre undersøkelsen (Fig. 5). I midtre høydekategori (75-300 m o.h.) er det imidlertid ei rekke lokaliteter som utmerker seg ved relativt høyt artstall. Dette er alt kalkete lokaliteter eller lokaliteter omgitt av noe jordbruksmark, evt. en kombinasjon av de to. Forholdet er illustrert i Fig. 14. Artstallet her er signifikant høyere enn i tilsvarende ikke-kalkete lokaliteter innen samme høydeintervall ($P < 0,001$). Riktignok kan en del av de andre lokalitetene (lengre til venstre i figuren) i virkeligheten kanskje ha noe høyere artstall enn det som framgår av illustrasjonen, som nevnt i metodekapitlet. Men selv med et tillegg på så mye som tre arter pr. ukalket lokalitet ville forholdet fortsatt være signifikant ($P < 0,02$).



Figur 14. Forholdet mellom elevasjon (alt.) og antall øyenstikkerarter ved de ulike lokalitetene i undersøkelsesområdet (jf. Fig. 5). Kalkete lokaliteter i midtre høydekategori (75-300 m o.h.) er markert med kvadrat, tilsvarende jordbrukspåvirkete lokaliteter med stjerne.

Kalkete lokaliteter og lokaliteter preget av moderat jordbruk innehar altså en tydelig rikere øyenstikkerfauna enn ellers forsurete vatn over marin grense.

7 FORANDRINGER OVER FEMTI ÅR: VIRKNINGEN AV SUR NEDBØR, LANDBRUK OG KALKNING

7.1 Forsurningsssituasjonens utvikling

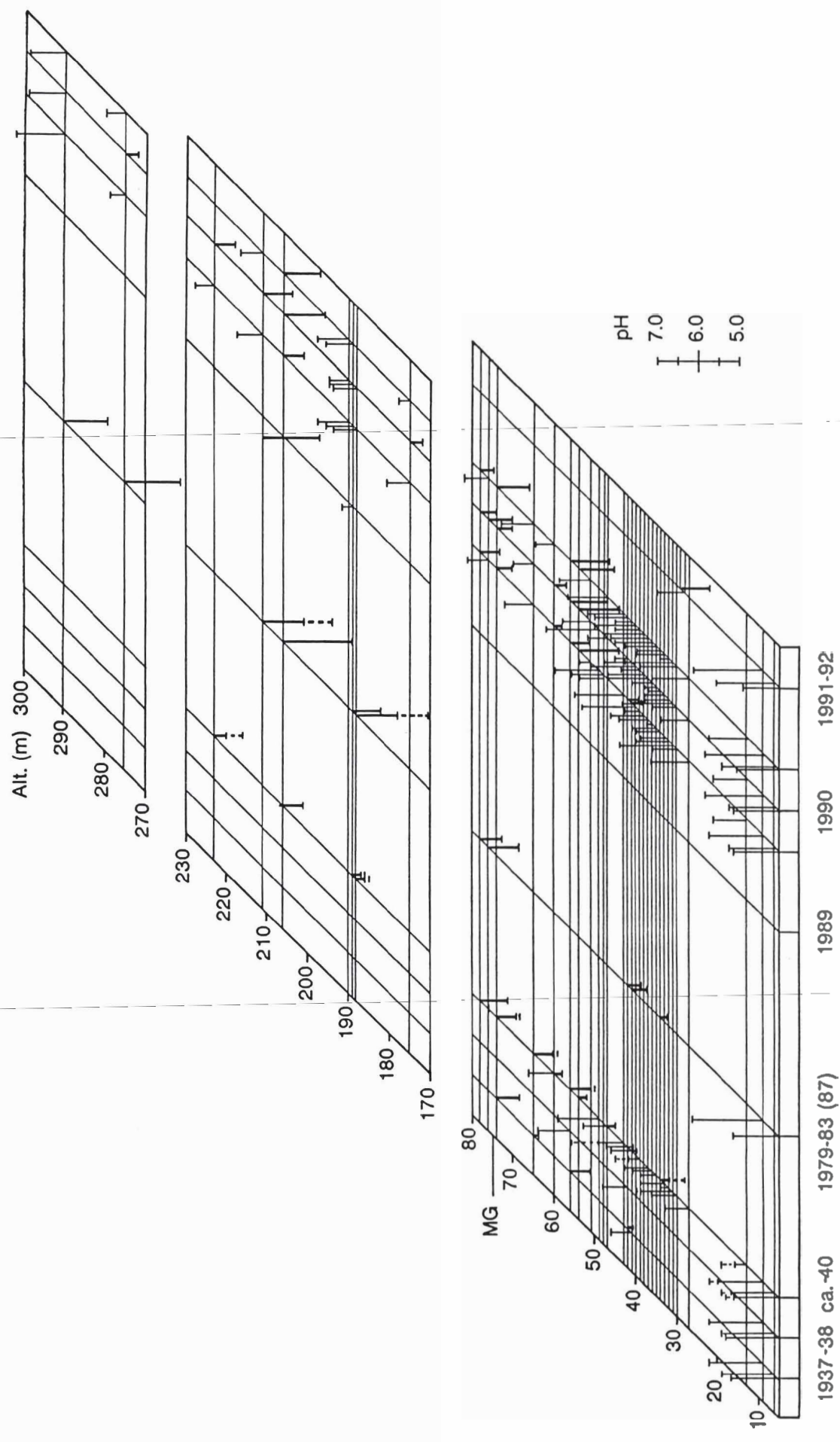
Forsurningsssituasjonen i Sør-Norge er beskrevet i en mengde rapporter og publikasjoner. Wright (1977) viser f.eks. hvordan forsurningen har økt i norske og svenske vatn i perioden 1923-1970. Ettersom det granittiske eller gneisiske grunnfjellet i området har liten eller ingen bufferkapasitet mot forsurning, har vatna (spesielt på og) over marin grense vært offer for sur nedbør (se f.eks. Wright, Rosseland & Raddum 1985). Typisk pH-endring er 0,5-1,0 pH-enheter (Overrein, Seip & Tollan 1981). Blant de mest sentrale oversiktspublikasjonene er Overrein, Seip & Tollan (1981); Baalsrud (1985) og Kroglund et al. (1994).

Forsurningsssituasjonens utvikling i undersøkelsesområdet på Sørlandet fra 1930-tallet til i dag er illustrert i Fig. 15. De marine avsetningene og jordbruket under marin grense (ca. 75 m o.h.) synes i regelen å gi god bufring mot den sure nedbøren. Surhetsgraden ligger gjennomgående i den svakt sure eller den nøytrale del av skalaen. Upåvirkete myrtjern/dy-sjøer (lok. 25 Solevatn, 35 Råbergstjern og 36 Igletjern) og/eller lokaliteter i skrint terreng (lok. 34 Gulspettvatn) viste imidlertid sterkt sur reaksjon allerede på 1930/40-tallet. Dette skyldes tildels myrvannslokalitetenes naturlige forsurning og antakelig bare i mindre grad sur nedbør. Også noen av de nå mer landbrukspåvirkete myrvannslokalitetene var tidligere sterkt sure [lok. 12 Litjern (pH 5,4-5,8 omkring 1940 ifølge Kvifte i Olsvik et al. 1990, pH 5,8 i 1983 ifølge Sevaldrud & Skogheim 1985, mens mine målinger i 1990 viste hele pH 6,6), lok. 14 Svinebutjern (sammen med Størdalsvatn pH 5,9-6,5 omkring 1940 ifølge Kvifte i Olsvik et al. 1990, pH 5,6 i 1983 ifølge Sevaldrud & Skogheim 1985, mens mine målinger i 1990 viste pH 5,7 i begge vatn), lok. 31 Skoletjern og lok. 32 Seljåstjern].

På og over marin grense var alle lokalitetene der pH ble målt (lok. 38, 39, 43/44/45, 46, 49), svakt (lok. 39) eller sterkt sure.

I 1980 var forsurningen over marin grense kommet så langt at vannet mange steder var blitt ekstremt surt. pH ble målt til 4,3 både i lok. 46 Romundstادتjern og i 47/48 Solbergvatn, og i lok. 43/44/45 Vegår (m. Kviftekilen og Åletjern) lå pH på 4,2-5,4 avhengig av målested (Olsvik et al. 1990). I lok. 53 Tegårdsvatn ble pH målt til 4,9 før kalkning ble satt i verk i 1987 og i den nedenforliggende lok. 50 Stemstjørna ble pH i 1983 målt til 4,6 (Skov, Vikse & Matzow 1990). Selv om antall lokaliteter her referert til er lite, skjedde forsurningen som tidligere nevnt over et kjempemessig område og involverte trolig alle lokalitetene i undersøkelsesområdet over marin grense.

Som et ledd i bevaringa av fiskebestandene i området - eller for å oppnå gunstig vannkvalitet for utsetting av fisk på nye steder - ble det startet opp kalking av ei rekke vatn. For slike lokaliteter snudde den sterkt negative trenden en kunne øyne f.eks. omkring 1980, og da de nye øyestikkerundersøkelsene ble gjennomført i 1990-91, hadde mange lokaliteter over marin grense igjen fått et langt høyere pH-nivå.



Figur 15. pH-situasjonen grovt sett fra 1937 til 1992 i G. Kviftes øyestikkerlokaliteter i Aust-Agder. De horisontale høydenivålinjene representerer lokaliteter og pH-nivå 6,0. Avsatt tvert endestrek på vertikale linjer viser lokalitetenes surhetsgrad, over eller under pH 6,0, evt. med variasjonsbredde. MG = marin grense.

De landbrukspåvirkete lokalitetene under marin grense viste gjennomgående uforandret tilstand eller til og med en økning av pH. Dette gjalt også for de humøse, tidligere sterkt sure, men mer eller mindre landbrukspåvirkete lokalitetene (lok. 12 Litjern, 13/14 Størdalsvatn/Svinebutjern, 31 Skoletjern, 32 Seljåstjern).

I to ikke-landbrukspåvirkete lokaliteter under marin grense, som allerede på 1930/40-tallet var sterkt sure, viste pH-utviklingen også en negativ trend (lok. 25 Solevatn, 34 Gulspettvatn). Situasjonen syntes imidlertid som status quo for andre (lok. 36 Igletjern), og pH i én slik lokalitet (lok. 35 Råbergstjern) hadde faktisk økt betraktelig. De sistnevnte to lokalitetene er imidlertid blitt kalka, idet kalksteinsmel er blitt utlagt i det minste langs bredden av tjerna (selvsyn). [Ifølge Fylkesmannen i Aust-Agder, Miljøvernavdelinga (pers. medd. Signe Lyngroth) er senere også lok. 34 Gulspettvatnet og indirekte lok. 13 Størdalsvatn blitt kalka i 1994.]

7.2 Kalkning over marin grense

Disse lokalitetene er blitt kalka, iflg. Fylkesmannen i Aust-Agder, Miljøvernavdelinga (pers. medd. Signe Lyngroth), andres personlige meddelelser eller etter selvsyn: lok. 53 Tegårdsvatn (kalksteinsmel sia 1987), (indirekte fra lok. 53:) lok. 52-51 (utløps - innløpsbekk) og 50 Stemtjørna. Begge tjerna hadde under mine undersøkelser relativt høy pH, henholdsvis 7,2 og 6,4 (sml. ovafor). Lok. 49 Tegtjern er litt usikker; jeg kjenner ikke til med sikkerhet at den er kalka, men ifølge en lokalkjent trives ørreten nå i tjørna, etterat arten tidligere hadde dødd ut på grunn av forsurening som bare ål og tryte (abbor) hadde overlevd. Lok. 48 Solbergvatn ble fullkalka i 1988, og skjellsand er utlagt i innløpsbekkene; utløpsbekken lok. 47 kalkes indirekte. Sevaldrud & Skogheim (1985) noterte pH 5,1 i 1983, men mine målinger i 1990 viste hele pH 6,7. Lok. 46 Romundstadtjern ble kalka "for flere år sia" med tanke på fiskeutsetting (Kvifte i Olsvik et al. 1990), dessuten med skjellsand utlagt både på isen og rundt tjørna i 1992, også da for å sette ut fisk. Grunneier (pers. medd.) kunne fortelle at tjørna tidligere hadde hatt fin ørret, senere bare tryte, og i 1992 antakelig ingen fisk.

Lok. 45 Åletjern og lok. 44 Kviftekilen er helt eller delvis avsnørte deler av lok. 43 Vegår, som har vært kraftig forsuret, men har fra midten av 80-tallet vært et satsningsområde for kalkningsvirksomheten. Kviftekilen og Åletjern har imidlertid hele tida hatt en langt gunstigere surhetsgrad enn resten av innsjøen. Kviftekilen er ei større vik med dyrka mark langs vestsida og en del gards- og villabebyggelse, som har tillatelse til å slippe rensset kloakkvann i kilen. Før 1950 lå iflg. Kvifte (i Olsvik et al. 1990) pH-nivået i Vegår på 5,7-5,8. I 1980 var pH verdien så lav som 4,2 i selve Vegår - målt ved Høl, i utløpsområdet for innsjøen -, mens den i Kviftekilen ble målt til 5,4.

I 1983 ble pH i Vegår målt til 5,0 (Sevaldrud & Skogheim 1985). Kalkning av innsjøen tok så smått til i 1984 med kalkdosereren i Fosstølbekken og med innsjøkalkning i Vestfjorden i 1985. I 1986 startet kalkdosereren i Vegårdsvassella og kalkning i Mosbukta (E. Kleiven, pers. medd.). Mine målinger i 1990 viste pH 6,4, hvilket stemmer godt med fylkesmannens noteringer for 1991-93: pH 6,2 (E. Kleiven, pers. medd.).

Lok. 42 Storelva (utløpselv) og 39 Ubergsvatn (på marin grense) kalkes indirekte fra Vegår. Lok. 40, innløpsbekken til Ubergsvatn i vest (Niksjåvassdraget) kalkes også indirekte

gjennom kalkningsvirksomhet lengre oppe i vassdraget. Dessuten ligger det en del dyrka mark inn til vassdragets nedre del. pH i 1994 var 5,6, hvilket da også er i overkant av de ellers høyeste verdiene i vassdraget (Se Skov et al. 1990). Jeg kjenner ikke til at lok. 38 Mårvatn kalkes, men her er det oppført en hel del villabebyggelse, som nok har innvirkning på vannkvaliteten både gjennom bryting av stein, hagebruk og muligens utslipp. Sevaldrud & Skogheim (1985) målte pH 5,4 i 1983, jeg pH 5,5 i 1990.

7.3 Eutrofiering i jordbrukslandskapet

I kulturlandskapet i lavlandet har det skjedd en merkbar eutrofieringsprosess som følge av mer intensivt jordbruk. De fleste oligotrofe og mesotrofe vatna fra G. Kviftes undersøkelser må i dag således karakteriseres som mesotrofe eller eutrofe (Tabell 5). Et vassdrag er i tillegg til eutrofiering blitt belastet gjennom saprobiering og muligens kjemiske utslipp fra industri. Graden av evt. gjenvoksning langs bekkene av trær og kratt er det vanskelig å si noe om.

7.4 Arter i tilsynelatende framgang

Sammenliknet med G. Kviftes undersøkelser på 1930/40-tallet synes det ut fra mine undersøkelser i 1990-91 som om de fleste øyestikkerne har hatt framgang i området, dvs. enten ved at artene er blitt oppdaget på nye lokaliteter, eller også ved at de er blitt mer tallrike på de gamle (Tabell 4). Arter som synes å ha blitt betydelig mer vanlige ved at de er funnet på nye lokaliteter, er *P. nymphula* (økning: 65%), *E. najas* (64%), *I. elegans* (55%), *Ae. cyanea* (133%), *Ae. grandis* (50%), *B. pratense* (122%), *C. aenea* (100%), *S. metallica* (60%), *S. striolatum/nigrescens* (38%) og *S. danae* (45%).

Også sjeldne arter som *S. vulgatum* og *L. albifrons* ble funnet ved nye steder, og en helt ny art for området, *S. flavomaculata*, opptrådte i to lokaliteter. En tilsynelatende økning i antall arter ble funnet ved hele 22 (av 29) lokaliteter (76%). Men ettersom mine undersøkelser jevnt over er mer vidtrekkende enn G. Kviftes på 1930/40-tallet (unntak: lok. 26, 31/32, 42/43/44/45 og 46), kan denne tilsynelatende trenden ikke fastslås med sikkerhet. Bare for de mest vanlige artene (se metodekapitlet om statusvurdering) kan en anta at den antydete økningen er reell. Netto "tilsynelatende framgang" i gjennomsnitt for alle lokalitetene under MG var 3,9 arter, inkludert en gjennomsnittlig ekstinksjon på 1,8 arter. Over MG er de tilsvarende tallene 1,5 og 2,6 arter.

Tabell 5. Biotopkarakteristika for Kviftes lokaliteter ca. 1940 og ca. 1990. E = eutrof, M = mesotrof, O = oligotrof, D = dystrof, e = elv, bekk, + = saprobiering, forurensning

Lok. nr.	Navn	Alt.	pH ca. 1940	pH 1990	Biotop ca. 1940		Biotop 1990
1	Kvernvatn	5	7,1-7,3	7,1			M/E
2	Åkvågvatn	6		7,1			E
3	Fidjevatn	9		7,3	Charasjø	M	M
4	Ulrygg tjern	13	6,3-6,4	6,8		ED	ED
5	Molandsvatn utløp	26		6,9			eM
6	Molandsvatn	27	6,6	6,9	Lobeliasjø	O	M/E
7	Kvitetjern	28		6,7			ED
8	Longumvatn	36		6,8	Lobeliasjø	O	M/E
9	Jovatn	37		7,3	Lobeliasjø	O	E
10	Åltjern	30	6,6	6,6	Lobeliasjø	O	M
11	Lindvatn	35	6,6	6,6	Lobeliasjø	O	O/M
12	Lijtjern	35	5,4-5,8	6,6		ED	ED
13	Stordalsvatn	38	5,9-6,5	5,7	Lobeliasjø	O	M
14	Svinbutjern	38		5,7		D	O/D
15	Tjern SSV f. Sagvatn	35		5,3			D
16	Sagvatn utløp	35		6,6			eM
17	Sagvatn	35	6,0-6,4	6,6	Lobeliasjø	O	M/E
18	Bråstad tjern	35	6,5	6,1		ED	ED
19	Bråstad tjern innløp	35		6,2			eM
20	Lilleå	35		6,4			eM
21	Assøvatn	36	6,3-6,6	6,4	Lobeliasjø	O	M
22	Assøvatn innløp	37		6,4			eE
23	Tjern Ø f. Bergtjern	50		6,8			ED
24	Bergtjern	50	7,0	6,9		ED	ED
25	Sølevatn	50	5,8	5,0		D	D
26	Solbergvatn	32	6,8-6,9	7,3	Eutr. Lobeliasjø	M	E+
27	Stoatjern	34	6,0-6,2	6,8		ED	ED+
28	Ålkarbekk	34		7,0			eE
29	Daletjern	35	6,6	7,0		ED	ED+
30	Sørvatn	42	6,6-7,3	7,2	Lobeliasjø	O	M/E
31	Skoletjern	48	6,6-5,8	6,7	Dystrof Potam. sjø	ED	ED
32	Seljåstjern	60		5,8			D
33	Strengselva	51		6,3		eE	eE
34	Gulspettvatn	56	5,4-5,5	5,5	Lobeliasjø	D	O
35	Råbergtjern	65		6,7			D/O kalk
36	Igletjern	75		5,6		D	D kalk
37	Mårvatn utløp	76		5,5			eD
38	Mårvatn	78	5,3	5,5		D	D
39	Ubergsvatn	78	6,0	6,5		O	M (kalk)
40	Ubergsvatn vestre innløp	76		5,6			eM (kalk) jordbruk
41	Bekk i Moland	175		6,6		eE	eM
42	Storclva	175		6,3			eM (kalk)
43	Hol, Vegår	189	5,7-5,8	6,4	Lobeliasjø	O	O kalk
44	Kviftekilen, Vegår	189		6,5			O/M jordbr. m.m.
45	Åletjern, Vegår	189		6,8			M jordbruk
46	Romundstad tjern	206	5,5-6,1	5,5		ED	ED kalk
47	Solbergvatn utløp	207		6,7			eM (kalk)
48	Solbergvatn	211		6,7		ED	MD kalk
49	Tegtjern	223	5,3-5,7	6,5		D	D (kalk)
50	Stemtjern	275		6,4		D	MD (kalk)
51	Stemtjern innløp	276		5,8			eD (kalk)
52	Tegårdsvatn utløp	289		7,2			eD (kalk)
53	Tegårdsvatn	290		7,2		D	D kalk
54	Pytt v. Tegårdsvatn	291		4,7			D

7.5 Lokaliteter med påvist tilbakegang

Registreringene er mer anvendelige når det gjelder eventuell tilbakegang av artene. Og selv om den generelle trenden altså synes å være større artsriksdom ved de fleste lokaliteter, har også det motsatte skjedd ved andre: lok. 26, 27/28, 29 under marin grense, lok. 39 på marin grense og lok. 41, 42/43/44/45 og 46 over denne. Dette utgjør 3 av 21 (14%) lokaliteter under og 4 av 8 (50%) på eller over marin grense. Alle disse lokalitetene under marin grense

tilhører et industrielt forurenset vassdrag (se senere, avsn. 7.7.4.). Ingen andre lokaliteter under marin grense, selv de som er influert ganske sterkt av landbruket, viser noen nedgang, men heller en oppgang i øyenstikkerfaunaen.

Selv om forsureningen over MG har vært formidabel, er de fleste "Kviftelokalitetene" der direkte eller indirekte blitt kalket med kalksteinsmel og/eller skjellsand gjennom de senere år.

Ved fire kalkete lokaliteter (lok. 48, 50/51, 52/53/54) indikerer faunalistene en økning av øyenstikkerarter, slik som i de fleste lokalitetene under marin grense. Ved to lokaliteter (lok. 39, 42/43/44/45) er imidlertid faunaene redusert med én art hver og ved en siste lokalitet (lok. 46) med så mye som fem arter.

Virkningen av drenering/kanalisering av lok. 41 er også katastrofal. Lokaliteten har mistet så mye som seks arter og hatt en netto reduksjon på tre arter. — — — — —

7.6 Arter i tilbakegang

7.6.1 Generelt

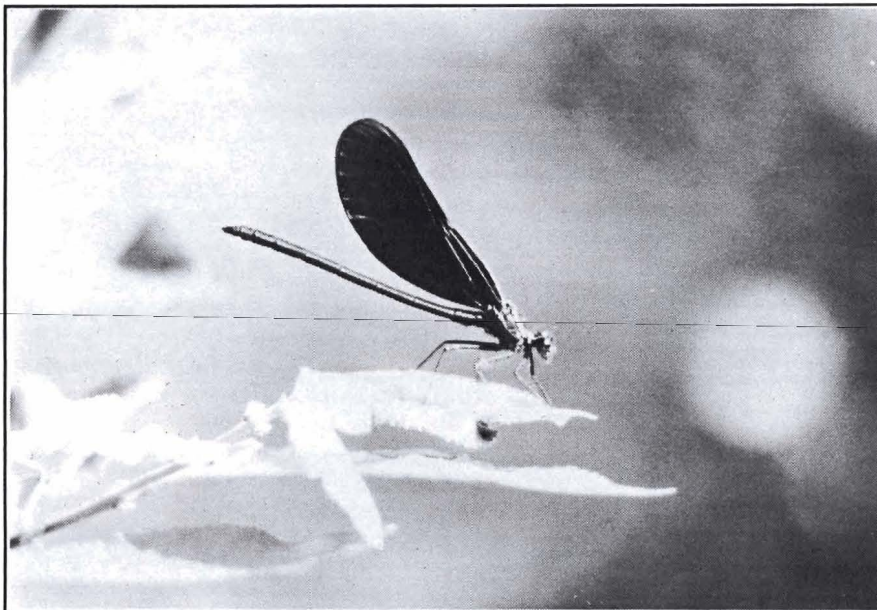
I alt fire arter registrert av G. Kvifte på 1930/40-tallet ble ikke gjenfunnet av meg: *C. lunulatum*, *O. forcipatus*, *O. cancellatum* (reg. N. Knaben) og *L. caudalis*. Andre arter som var relativt vanlige i G. Kviftes undersøkelser og som jeg bare fant ved ett enkelt tilfelle hver, var: *Ae. caerulea* (ett eksemplar passerte tilfeldig ved lok. 47), *Ae. subarctica* (lok. 54), *S. flaveolum* (lok. 65; den eneste registrering jeg ellers kjenner til av arten under de senere åra er ved H. Olsvik i lok. 10 i 1988). Andre arter har også vist nedgang: *C. virgo*, *C. boltoni* og *S. arctica*.

Mer spesifikt kan følgende sies om tilbakegangen, ut fra mine undersøkelser: *C. virgo* (ekstinksjon ved 4 lokaliteter; netto tilbakegang er 2 lokaliteter, dvs. 18%), *C. lunulatum* (ekst. ved eneste lok.), *Ae. caerulea* (ekst. alle 3 lok.; netto tilbakegang 2 lok.), *Ae. subarctica* (ekst. alle 4 lok.; netto tilbakegang 3 lok.), *O. forcipatus* (ekst. alle 3 lok.), *C. boltoni* (ekst. 4 lok.; netto tilbakegang 2 lok., 29%), *S. arctica* (ekst. 4 lok.; netto tilbakegang 2 lok., 40%), *O. cancellatum* (ekst. ved eneste lok.), *S. flaveolum* (ekst. alle 7 lok., 100%), *L. caudalis* (ekst. ved eneste lok.).

De artene som har gått tilbake mest drastisk tilhører én av to biotopkategorier: a) oligotroft/mesotroft rennende vann i lavlandet (*C. virgo*, *O. forcipatus*, *C. boltoni*) eller b) myrtjern og -dammer (*C. lunulatum*, *Ae. caerulea*, *Ae. subarctica*, *S. arctica*). Dette stemmer helt med det som erfares i Nord-Tyskland (Schmidt 1981).

7.6.2 Bekkeartene

Tre av de fire lokalitetene der *C. virgo* har forsvunnet, er offer for (landbruks- og) industriell forurensning. Lokalitetene tilhører alle samme vassdraget, som har sin opprinnelse i lok. 30 Sørsvatn: lok. 29 Daletjern - 27/28 Ålkarbekk/Stoatjern - 26 Solbergvatn; den industrielle forurensningen starter i lok 29 (se senere under Sørsvatn m.fl.).



Calopteryx virgo. (Foto: O.B.)

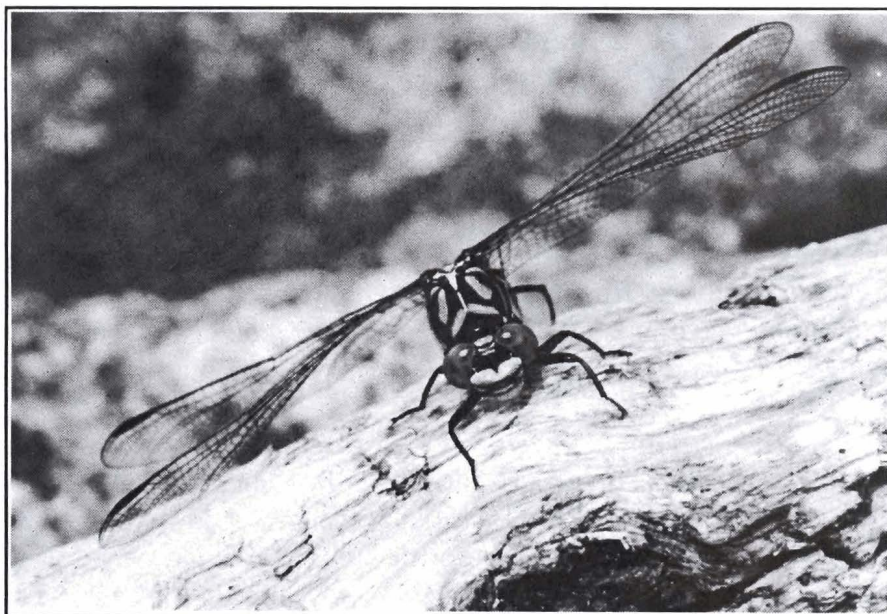
Den fjerde lokaliteten der *C. virgo* har forsvunnet (lok. 47-48 Solbergvatn m. utløp) har gjennom mange tiår blitt forsuret gjennom sur nedbør. Og selv om vannet nå er kalket, og surhetsgraden langt mer favorabel, har arten ennå ikke rekolonisert stedet. (Avstanden til nærmeste kjente lokalitet for arten i dag, lok. 45 Storelva, er omkring fem kilometer.)

Sju av de gamle lokalitetene for *C. virgo* var i G. Kviftes undersøkelser også delt av *C. boltoni*. Bare tre av dem hadde imidlertid fortsatt en bestand av sistnevnte art i 1990-94. (Den ble imidlertid også registrert ved en ny lokalitet lengre nede i ett av disse vassdraga.) To av disse forhenværende lokalitetene tilhører det tidligere nevnte vassdraget der det har foregått industriell forurensning og der også *C. virgo* forsvant (lok. 26, 28). En annen lokalitet der *C. boltoni* er forsvunnet, er ganske lett influert av jordbruksforurensning (lok. 37/38) og ytterligere én av sur nedbør (lok. 42/43). I begge disse sistnevnte lokalitetene oppviser fortsatt *C. virgo* levedyktige bestander.

Den tredje øyestikkerarten tilhørende rennende vann, *O. forcipatus*, var kjent fra tre lokaliteter i 1930/40-åra, men ser nå ut til å være utdødd. To av lokalitetene passer fortsatt *C. virgo* og *C. boltoni* (lok. 20/21, 33). Den tredje forhenværende lokaliteten (lok. 28) er imidlertid influert av industriutslipp (se nedafor, avsn. 7.7.4.).



Cordulegaster boltoni. (Foto: O.B.)



Onychogomphus forcipatus. (Foto: O.B.)

7.6.3 Myrtjersartene

Når det gjelder lokalitetene som tidligere var bebodd av myrvannsortene *C. lunulatum*, *Ae. caerulea*, *Ae. subarctica*, *S. arctica* og *L. caudalis*, kan følgende sies. Under marin grense har seks lokaliteter (tre for *Ae. subarctica* - lok. 6, 9, 31/32) og tre for *S. arctica* - lok. 21, 26, 29) alle blitt eutrofiert gjennom landbrukspåvirkning. Det er kjent at f.eks. en art som *Ae. subarctica* dør ut under slike forhold (Askew 1988). En sjuende lokalitet, for *L. caudalis* (lok. 25), er blitt markert surere gjennom sur nedbør. Dette var forøvrig den eneste kjente lokaliteten for arten på Sørlandet.

Over marin grense er den eneste tidligere kjente lokaliteten for *Ae. subarctica* (lok. 41: ei myr med gjennomløpende bekk) blitt drenert/kanalisert. Alle tre lokaliteter for *Ae. caerulea* (lok. 43/44, 46, 52/53/54) er blitt kalket mot forsurening. Én av disse (lok. 46) huste også den eneste kjente populasjonen av *C. lunulatum* på Sørlandet. Arten har nå forsvunnet.

7.6.4 Andre arter

De siste to artene som er nevnt å ha minket, er *O. cancellatum* (utdødd, lok. 12 Litjern) og *S. flaveolum* (lok. 4, 5/6, 26, 30, 31/32 under marin grense, lok. 39 på marin grense og lok. 42/43/44/45 over denne). Forsiktig eller sterk eutrofiering, industriutslipp (lok. 26) eller forsurening med påfølgende kalkning (lok. 42/43) har funnet sted i alle disse lokalitetene.

Også *O. coerulescens* ser ut til å ha forsvunnet fra minst tre lokaliteter. Sannsynligvis opptrådte den i mine undersøkelser bare som streifindivid ved ytterligere to av de gamle lokalitetene, så tilbakegangen kan være så mye som fem lokaliteter. Arten prefererer mesotrofe vatn og sakteflytende elver/bekker og tolererer åpenbart ikke den eutrofiering som har skjedd i mange av lavlandsvatna.

Vanlige arter har også på sine steder blitt mer sjeldne, f.eks. *Ae. juncea* i lavlandet. To av de fem lokalitetene der den synes å være forsvunnet, tilhører det forurensete vassdraget nedafor forureningskilden (lok. 26, 27/28). Enda lengre nede ble arten imidlertid heller ikke registrert, verken på 1930/40-tallet eller i 1990-94.

7.7 Viktige lokaliteter

7.7.1 Ubergsvatn

En av lokalitetene der *O. coerulescens* ikke ble gjenfunnet, er Ubergsvatn (lok. 39). Lokaliteten ligger kloss under marin grense og mottar via Storelva (lok. 42) vann fra Vegår (lok. 43). Ubergsvatn var tidligere betydelig forsuret; Sevaldrud & Skogheim (1985) noterte pH 5,2 i 1983. Vatnet blir nå imidlertid kalka indirekte (Vegår), og mine målinger i 1990 viste pH 6,5. Sannsynligvis er det forsureningen - og ikke kalkinga - som har virket inn på *O. coerulescens*; arten synes å preferere svakt surt vann (Fig. 7, Tabell 3). Den er imidlertid også registrert fåtallig ved sure lokaliteter, både her i området og i utlandet. Det er vel også store muligheter for at *O. coerulescens* snart dukker opp igjen nå når vannkvaliteten er forbedret. Arten er dessuten allerede registrert høyere oppe i (den innløpende) Storelva. Den fantes også tidligere i dette området av Storelva (Kvifte 1942 b).

Andre betydelige forandringer i øyenstikkerfaunaen i Ubergsvatn er at den tidligere svært så vanlig art *C. puella* er totalt forsvunnet. *C. puella* er en ganske typisk, kravfull lavlandsart og slås antakelig lett ut ved en senkning i pH.

Derimot har lokaliteten i dag en svært stor bestand av *S. striolatum*, en art som G. Kvifte overhodet ikke har notert fra lokaliteten. *S. striolatum* er relativt euryøk, men prefererer litt næringsrike lokaliteter. Arten er vanlig i det undersøkte området, men fortrinnsvis i lavlandet.

7.7.2 Solevatn

Solevatn (lok. 25) er et typisk myrtjern 50 m o.h. og omgitt av granskog (Fig. 16). Den er blant de av G. Kviftes lokaliteter som har vært minst direkte påvirket av menneskelig aktivitet. Da kontakten med undergrunnen er trolig ubetydelig og tilsig fra dyrka mark er minimal, er bufferkapasiteten liten på stedet. Sur nedbør har da også senket surhetsgraden med nesten en hel pH-enhet (5,8 til 5,0) sia Kviftes målinger rundt 1940. Dette er den andre av to lokalitetene der *C. puella* har dødd ut, trolig som en følge av forsureningen; arten var tidligere relativt tallrik i Solevatn (se Tabell 4). Tjernet er likevel fortsatt en svært rik øyestikkerlokalitet.



Figur 16. Solevatn (Lindåstjern), et lavlandsmyrtjern med i dag 17 registrerte arter, er blant de aller rikeste øyestikkerlokalitetene i undersøkelsesområdet, både med tanke på antall arter og på tetthet. Den klassiske lokaliteten for *Leucorrhinia caudalis*, som ikke er gjenfunnet i senere år. Sjeldne arter ellers er *Brachytron pratense*, *Orthetrum coerulescens*, *Leucorrhinia albifrons* og *L. pectoralis*. (Foto: H.O.)

Ved Solevatn fantes også tidligere en god bestand av den sjeldne *L. caudalis*. Dette tjernet var faktisk lenge den eneste kjente lokaliteten for *L. caudalis* her i landet. Arten hadde imidlertid forsvunnet på 1990-tallet. *L. caudalis* er en myrtjernesart, men synes å preferere god vannkvalitet (Olsvik & Dolmen 1992; jf. Dolmen, Olsvik & Talaksrud 1993).

7.7.3 Romundstادتjern

Ved sia av Bekk ved Moland (lok. 41), som er blitt kanalisert, er det Romundstادتjern (lok. 46) som viser den største artsnedgangen. Under G. Kviftes undersøkelser lå surhetsgraden på pH 5,5-5,6. Tjernet ble imidlertid kraftig forsuret gjennom sur nedbør gjennom de neste tiåra, og i 1980 ble pH målt til 4,3. Tjernet er senere blitt kalka. Det foreligger ingen

opplysninger om pH i tida rett etter kalkning, men sannsynligvis har den fått et betydelig oppsving. I 1990 lå verdiene på henholdsvis 5,5, 5,0 og 5,1 i juni, juli og august. I alt fem arter har imidlertid forsvunnet gjennom de siste femti åra: *E. najas*, *C. lunulatum*, *Ae. caerulea*, *S. arctica* og *L. albifrons*. Bortsett fra *E. najas*, som foretrekker mer næringsrike lavlandssjøer, er alle disse typiske myrtjersarter; *L. albifrons* synes riktignok å ha et noe strengere krav til god vannkvalitet enn de andre, og *S. arctica* kjennes også i Alpene, liksom her, fra basisk eller nøytralt vann (Boudot, Goutet & Jacquemin 1987). Et eksemplar av *L. albifrons* er de senere år observert én gang ved Romundstadjern, men dette ene eksemplaret ble ment å være et streifindivid fra de nærliggende Kviftekilen av Vegår (lok. 44) eller Åletjern (lok. 45). *C. lunulatum* fantes tidligere i Romundstadjern i godt antall, og tjernet var lenge den eneste kjente lokaliteten i Norge for denne sjeldne arten.

7.7.4 Sørsvatn - Daletjern - Støatjern - Solbergvatn

Nevnes må også vassdraget Sørsvatnet (lok. 30) (samt Skoletjern lok. 31 og Seljåstjern lok. 32 i annet tilløp) - Daletjern (lok. 29) - Ålkarbekk/Støatjern (lok. 28/27) - Solbergvatn (lok. 26). De øverste lokalitetene synes, liksom undersøkelsesområdet generelt, å ha fått en viss økning i artsinventaret. Fra og med Daletjern og nedover er imidlertid artstallet blitt redusert (henholdsvis 16, 18 og 24%) i forhold til 1930/40-åra. I tillegg til en del tilsig fra dyrkamark ligger det ved Daletjern også industri, bl.a. et bryggeri. En huseier ved Støatjern mistenkte industrien for av og til å slippe avfall i vassdraget. Ifølge E. Kleiven (pers. medd.) skjedde det også et uhell her omkring 1984 i det kloakkledningen fra bryggeriet sprang lekk, hvilket bl.a. forårsaket massedød av fisk i tjernet (suter, og muligens ål).

Andre miljøforandringer i vassdraget er tidvis beveroppdemning av bekkene og delvis gjengroing av kantsonen med trær og kratt. Men dette forekommer også i andre vassdrag uten at det synes å ha noen radikal betydning for øyenstikkerfaunaen.

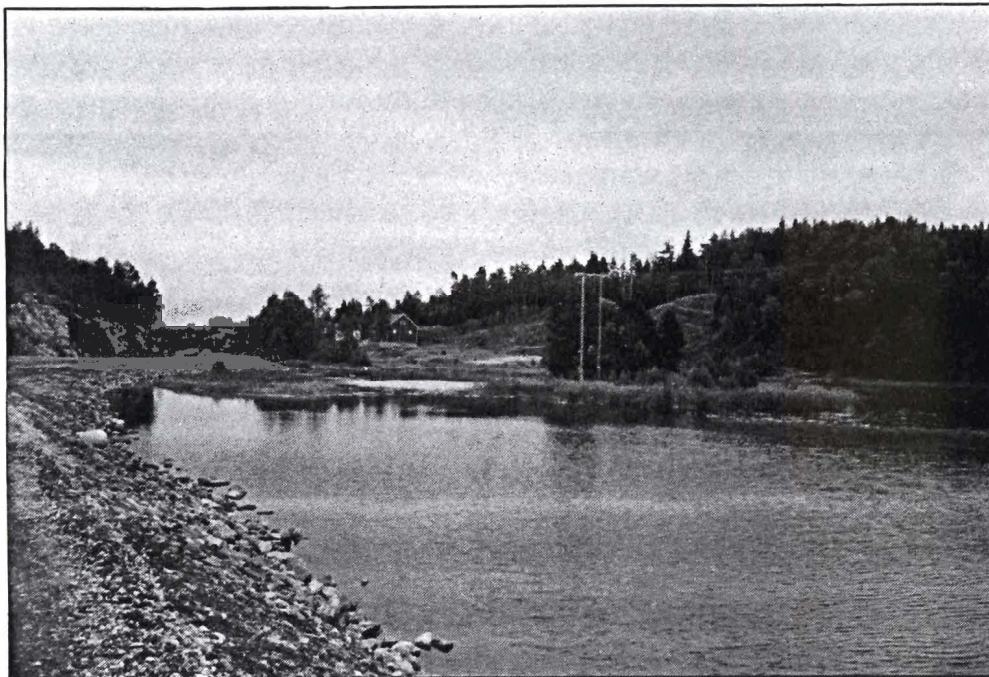
Det er først og fremst mesotrofile arter knyttet til rent vann som er forsvunnet fra vassdraget: *C. virgo*, *O. forcipatus*, *C. boltoni* og *O. coerulescens*, dessuten *S. flaveolum*, som jo også synes å ha forsvunnet ved så godt som alle G. Kviftes lokaliteter. *O. coerulescens* ble i 1990-92 ikke registrert i noen del av vassdraget (utenom tre streif?-individer), inkludert vatna ovom forurensningskilden. Så sent som i 1986-88 registrerte jeg i annen sammenheng imidlertid en hel del individer registrert av forfatteren i både Sørsvatn (lok. 30) og Skoletjern (lok. 31), begge ovom forurensningskilden, men også i Solbergvatn (lok. 26) nedstrøms.

Andre arter som synes å ha forsvunnet fra én eller flere av de forurensede lokalitetene, er *Ae. juncea*, *Ae. cyanea*, *S. metallica*, *S. arctica* og *S. striolatum*.

7.7.5 Skoletjern

Skoletjern (lok. 31) var med sine 19 arter en av de rikeste øyenstikkerlokalitetene i G. Kviftes undersøkelser på 1930/40-tallet. Lokalitetens østside ble i 1985-86 offer for betydelig inngrep med steinutfylling av hele kantsonen, i forbindelse med utvidelsen av riksveg 9 til Evje (Fig. 17). Olsvik (i Olsvik et al. 1990) kunne fra 1984 til 1988 registrere en betydelig tilbakegang i både antall arter og individer av øyenstikkere. Undersøkelsene fra 1990-92 viser imidlertid at selv om den ene sida av tjernet er ødelagt som ideell øyenstikkerbiotop, er

tjernet som helhet fortsatt en svært god lokalitet, også i dag med 19 registrerte arter, inkludert et streifindivid av *O. coerulescens*.



Figur 17. Skoletjern (Haugåsdalstjern) topper lista med 19 registrerte arter, bl.a. med *Brachytron pratense*, (*Orthetrum coerulescens*) og *Leucorrhinia pectoralis*. Lokalitetens østside er relativt nylig blitt sterkt ødelagt gjennom ei vegfylling. Tjernet har likevel fortsatt altså en svært rik øyenstikkerfauna (Foto: H.O.)

7.8 Forklaringsmodeller

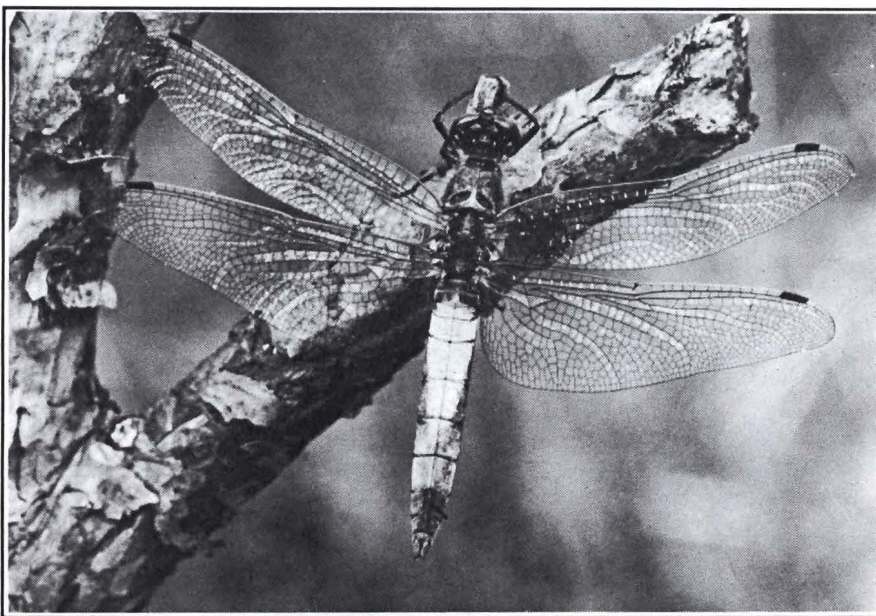
7.8.1 Artsframgangen og -tilbakegangen i jordbrukslandskapet

Det er helt klart at den eutrofiering av vannansamlingene som har foregått de siste 50 år i lavlandet av Aust-Agder, både har hatt positive og negative effekter på limnofaunaen, her eksemplifisert ved øyenstikkerne. Den eutrofile faunaen er stort sett blitt bevart; noen arter synes også å ha hatt framgang. Det er her snakk om arter som ut fra habitatpreferansen lett kan dra nytte av den eutrofiering av vannforekomstene som har funnet sted i de fleste lavlandsvatna i undersøkelsesområdet (Tabell 5). Men undersøkelsene gir ikke grunnlag for å fastslå eller kvantifisere denne artsframgangen nærmere.

For andre arter synes imidlertid miljøet å kunne bli for eutroft eller ugunstig på annen måte. Dette kan være tilfelle selv for arter som hos oss er reknet som "euryøke". Eksempel på dette er *Ae. juncea*, som ikke ble gjenfunnet ved fem lokaliteter i lavlandet. Dette stemmer forsåvidt godt med forestillingen om *Ae. juncea* som en mer oligotrofil art (forfattere nevnt tidligere; Askew 1988). Wildermuth (1992) fant for Tyskland at *Ae. juncea* foretrakk det han kaller relativt oligotroft, svakt surt vann (middel pH 5,0; range 3,3-9,3).

7.8.2 *Orthetrum cancellatum* og *Sympetrum flaveolum*

Når det gjelder *O. cancellatum* (funnet før 1930 av N. Knaben; se Kvifte i Olsvik et al. 1990) i lok. 12 Litjern ved Laget i Tvedestrand, blir forsvinningsmodellen noe hypotetisk. Arten er opp gjennom tidene bare rapportert fra to lokaliteter i Norge. Den andre er den eutrofe sjøen Bjørkelangen i Aurskog - Høland, Akershus, der det av Olstad (1922) ble funnet 1-2 eksemplarer; jf. Sømme 1937). *O. cancellatum* er imidlertid en svært dyktig flyger, som er kjent for lange migrasjonsruter. Jeg har selv sett mange eksemplarer på Østersjøstrendene i Sør-Finland (Hanko-området) der de ble sagt å ha migrert over fra Estland. En skal derfor ikke utelukke at de eksemplarene som ble funnet i Norge har vært slike langttrekkende individer eller evt. kommer fra kortvarig etablerte bestander grunnet på slike trekk.

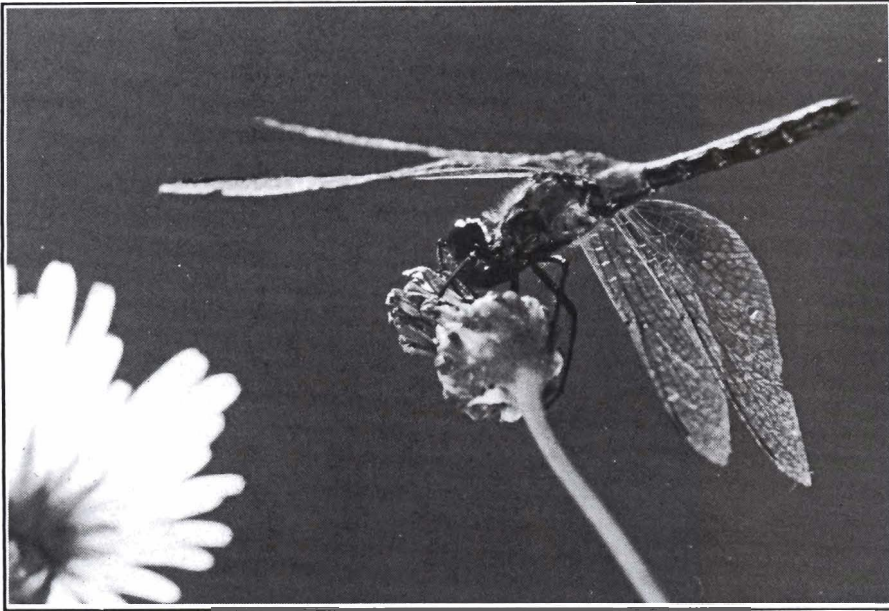


Orthetrum cancellatum. (Fotografert på Gotland; Foto: O.B.)

Ellers er *O. cancellatum* en pionérart i f.eks. nye, vegetasjonsfattige dammer (men forsvinner trolig i senere suksesjonsstadier) (Wildermuth & Krebs 1983). Schmidt (1978) nevner også myrvannslokaliteter, og dette skulle stemme med Litjern. Arten fins imidlertid helst i større sjøer med åpne, litt mudrete strender og brakkvannsområder (Valle 1938; Schmidt 1975, 1978, 1989; Wildermuth & Schiess 1983; McGeeney 1986; Askew 1988). Det er derfor ikke usannsynlig at eksemplaret registrert i Litjern, egentlig stammet fra noen av de store nærliggende og brakkvannspåvirkete innsjøene på Laget.

En tidligere langt mer vanlig art, ifølge G. Kviftes registreringer, er *S. flaveolum*. Den fantes tidligere i minst sju lokaliteter innafor undersøkelsesområdet, men ble ikke gjenfunnet i noen av disse - og bare ved én eneste lokalitet i de herværende (utvidete) undersøkelsene. Årsaksforholdet bak tilbakegangen er ikke klarlagt. *S. flaveolum* er imidlertid en art som kan foreta lange vandringer (Moore 1976; Schmidt 1978; Askew 1988) og etablere temporære bestander i sumper og dammer (Valle 1938). Populasjonene kan dermed fluktuere betydelig i utkanten av utbredelsesområdet (jf. Hammond & Merritt 1983; McGeeney 1986). Arten kan således være vanlig gjennom noen år, for deretter nærmest å bli borte i lang tid. I beste fall er det derfor slike svingninger vi her er vitne til. Kvifte (1942 b) mente den rike, men tilsynelatende isolerte bestanden av *S. flaveolum* i undersøkelsesområdet på 1930/40-tallet kunne skyldes relativt ny innvandring f.eks. fra Danmark. Bestanden har så, under

temporære, spesielt gunstige betingelser, formert og spredt seg kraftig. Senere klimaforverring eller andre forhold kan imidlertid i våre dager igjen ha gjort arten sjelden.



Sympetrum flaveolum. (Foto: O.B.)

7.8.3 De mesotrofile "klarvanns"artene i jordbrukslandskapet

Hos noen mesotrofile "klarvanns"arter, spesielt i rennende vann, (*C. virgo*, *O. forcipatus*, *C. boltoni*, *O. coerulescens*) er det mer klart at påvist tilbakegang skyldes miljøforandringen. En skulle i utgangspunktet tro artene i dag kunne finnes i tidligere oligotrofe lokaliteter som nå pga. næringstilsetningen er blitt gjort mesotrofe, men foreløpig ser dette ikke ut til å være tilfelle. Vi snakker her om sjeldne eller svært sjeldne arter, og slike har såpass spesielle miljøkrav at nye passende lokaliteter ikke lett lar seg oppspore.

Watson et al. (1982), som også erfarte at bekkeartene var de som ble mest affektert ved forurensning, mente dessuten dette kunne skyldes at slike arter var mer stedbundne, mindre vagile, enn andre øyenstikkere. Imagines holder seg altså nært til klekkestedet, selv om det er under økende forurensning. Ved for hard belastning dør artene ut. Nettopp disse artenes tilstedeværelse kan derfor indikere sunn vannkvalitet.

Også Carle (1979) framhever nettopp de obligate rennende-vann-artene som de mest sensitive miljøindikatorene, spesielt artene fra de (evolusjonistisk) gamle familiene Gomphidae, Petaluridae og Cordulegasteridae. Det er også her vi finner bl.a. *O. forcipatus* og *C. boltoni*.

Når *O. forcipatus*, *C. boltoni*, *O. coerulescens* og *C. virgo* derfor forsvinner, mest sannsynlig i nevnte rekkefølge, kan godt øyenstikkerfaunaen og -faunasjonen fortsatt være rik på stedet. Et varsko er imidlertid gitt allerede ved utdøen av *O. forcipatus* (eller en av de andre artene), om at miljøet er blitt forringet.

7.8.4 Myrtjersartene i lavlandet

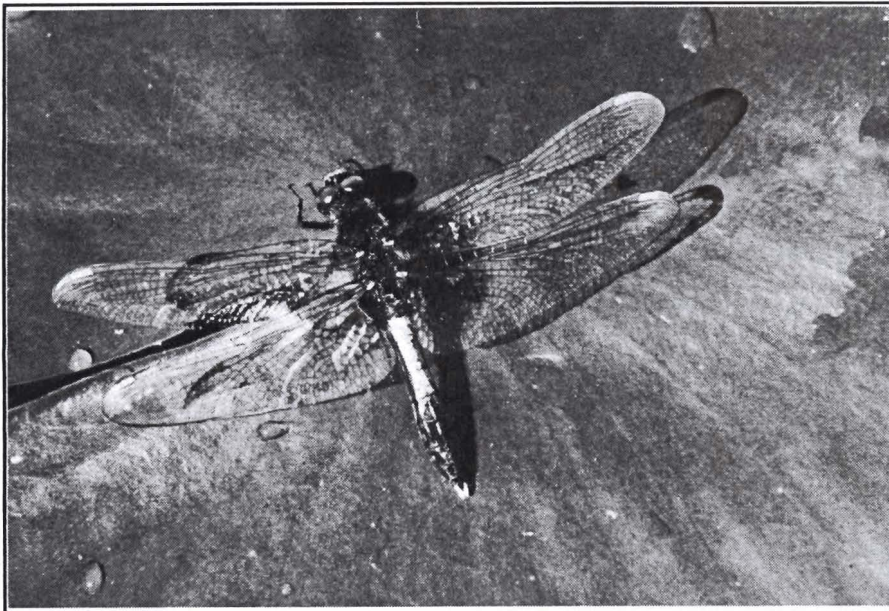
Også myrtjersartene *Ae. subarctica* og *S. arctica*, som tidligere var representert ved tre lokaliteter hver, har forsvunnet fra lavlandet, høyst trolig som en følge av næringstilsiget/eutrofieringa av lokalitetene. Askew (1988) peker på at *Ae. subarctica* legger egg i *Sphagnum*, og at eutrofiering gjør vannet uegnet for arten. Det samme vil jeg tro gjelder for andre myrtjerner lik *S. arctica*, som også legger egg i oversvømt *Sphagnum* (jf. Askew 1988). Men i noen tilfeller, der myrtjerna ingen tilknytning har til jordbruksmark, har det som nevnt tidligere, skjedd en såpass kraftig forurning at det er de ikke-acidofile myrtjersartene som har forsvunnet. Eksempel her er først og fremst *L. caudalis*. I tillegg har også basiofile arter som *C. puella* dødd ut lokalt. Om det er pH-toleransen eller -preferansen hos disse øyestikkerartene som er årsaken, eller om det er forandringer i vegetasjonen eller annet, vites ikke.

7.8.5 Forsurningsområdene

I motsetning til det som er beskrevet fra Canada, av Pollard & Berrill (1992), der diversiteten av øyestikkere økte med avtakende pH, finner vi på Sørlandet det høyest antall arter i ikke-sure områder.

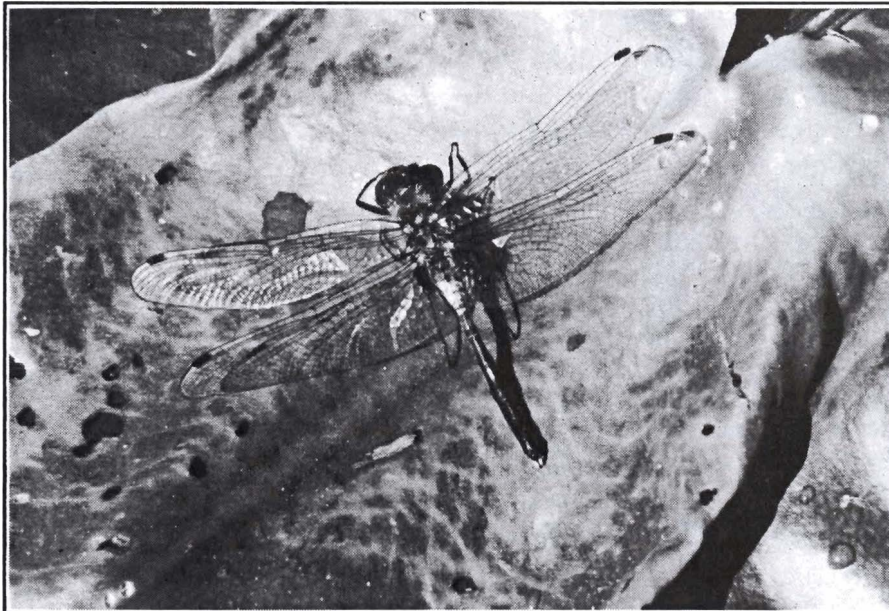
Sur nedbør er her også rapportert med stor sannsynlighet å ha utryddet ømfintlige øyestikkerarter lokalt: *C. virgo*, *E. najas*, *C. puella*, (*O. coerulescens*, *L. albifrons*?) og *L. caudalis*. Men også kalkning, som på mange måter virker positivt på faunaen, kan gjennom pH-høyning gi skadevirkninger, i dette tilfelle på acidofile arter. Så synes å være tilfelle, uten å være endelig fastslått, for *C. lunulatum*, dessuten for *S. arctica* og *Ae. caerulea*. I alle fall de to siste legger egg i *Sphagnum*-mose (Askew 1988).

Av spesiell interesse er *L. caudalis* og *C. lunulatum*. *L. caudalis* var i Norge tidligere kjent bare fra lok. 25 Solevatn, men er nå også funnet i Vestfold og i Akershus/Østfold (Olsvik & Dolmen 1992; Dolmen et al. 1993). Selv om *L. caudalis* er en myrtjersart, ser den ikke ut til å trives i særlig surt vann. Lokaliteter der *L. caudalis* ble funnet i Østfold og Vestfold (1986-93) viste pH-verdier fra 5,0 til 7,0 (N=11), med et aritmetisk middel på 6,4 (Dolmen, unpubl.). Dette styrker hypotesen om at det er pH-senkningen i Solevatn som har slått ut arten.



Leucorrhinia caudalis. (Foto: O.B.)

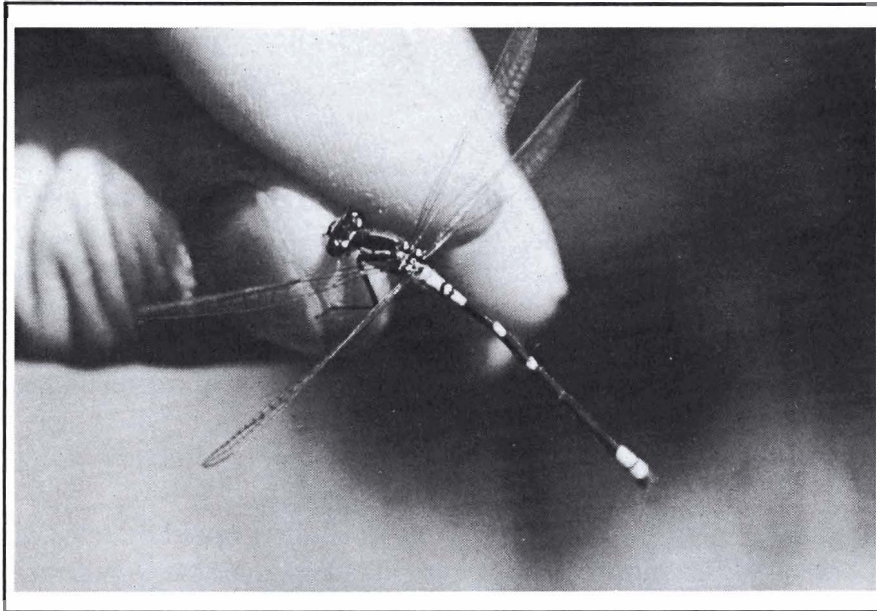
En interessant ting ved Solevatn er at når *L. caudalis* går ut (etter 1940), kommer *L. albifrons* inn (før 1990). Disse artene likner hverandre mye, både i utseende og i habitatkrav (men det er ikke snakk om forvekslinger!). Ut fra ovenstående synes det imidlertid som om *L. albifrons* tåler eller prefererer surere vann. Lokalteter der *L. albifrons* er blitt funnet i Østfold og (i disse undersøkelsene) i Aust-Agder (1989-91), viste pH-verdier fra 5,0 til 6,8 (N=10), med et aritmetisk middel på 6,2 (Dolmen, upubl.). Også dette kan antyde en litt større surhetstoleranse hos *L. albifrons* enn hos *L. caudalis*.



Leucorrhinia albifrons. (Foto: O.B.)

Når det gjelder *C. lunulatum* er den nå også påvist på Sør-Østlandet og i Finnmark, men lenge var lok. 46 Romundstادتjern den eneste kjente lokalitet for arten i Sør-Norge. Lokalteter der *C. lunulatum* ble funnet i Østfold (1989), varierte fra pH $\leq 4,4$ til 5,8 (N=10), og med et aritmetisk middel på under 4,8 (Dolmen, upubl.). De få lokalitetene som fins for arten i Nord-Tyskland er oligotrofe eller mesotrofe myrvannslokaliteter (Schmidt

1975, jf. 1978, 1989, 1990), men den har også forekomst i leirområder (May 1933), og i Finland er lokalitetene preget av flyteblad av tjørnaks (Valle 1938). McGeeney (1986) sier arten prefererer myrområder og eutrofierte sure sjøer, og Askew (1988) peker på at arten lever i sure, mesotrofe lokaliteter vanligvis i myr. Arten ser således ut til, ikke minst i Norge, å være sterkt acidofil; det er mao. neppe sur nedbør som har slått ut *C. lunulatum*, men heller kalkning.



Coenagrion lunulatum. (Foto: D.D.)

8 FORVALTNING OG NATURVERN

8.1 Sjeldne arter

Med unntak av *Ae. caerulea* og *E. najas* er alle de ovenstående artene karakterisert som "sjeldne" etter IUCNs kategorisering, EX: *O. cancellatum*, E: *C. lunulatum*, *O. forcipatus*, *L. caudalis*, *L. albifrons*, R: *C. virgo*, *C. puella*, *Ae. subarctica*, *C. boltoni*, *S. arctica*, *S. flaveolum* (jf. Olsvik et al. 1990; Olsvik & Dolmen 1992; Størkersen 1992). De fleste artene av de som viser sterkest tilbakegang tilhører forøvrig to økologiske grupper: 1) de som er knyttet til sure, næringsfattige myrtjern: *C. lunulatum*, *Ae. caerulea*, *Ae. subarctica* og *S. arctica* (oftest) og 2) de som er knyttet til næringsfattig til middels næringsrikt rennende vann: *C. virgo*, *O. forcipatus* og *C. boltoni*.

Vi er altså på Sørlandet klart vitne til en for mange sjeldne øyenstikkere negativ utvikling, der de mest åpenbare truslene er sterk eutrofiering og sur nedbør, men også kalkning. Lokalt er riktignok urbanisering med vegutbygging og industriutslipp etc. også et problem. Sur nedbør på den ene side og kalkning og eutrofiering på den annen virker motsatt i det de "opphever hverandre". Jordbruk i forsyningsområdene har da også virket ganske stabiliserende på pH, som f.eks. i Kviftekilen/Åletjern ved Vegår. Denne jordbrukspåvirkete delen av Vegår har trolig fungert som et "refugium" for flere surhetsømfintlige øyenstikkerarter

over noen tiår, før kalkning av Vegår m.fl. ble oppstartet og igjen økte pH-nivået for vatna i området.

8.2 Landbruk, kalkning og kalkningsstrategi

I ei tid da ivaretaking av biodiversiteten står i fokus, men likevel fortsatt skjer en sterkt tilbakegang for ei rekke øyenstikkere, både i Norge og ellers i Europa, synes det på høy tid med en strategi for bevarelse av de mest sjeldne artene og deres leveområder.

Skadevirkningene fra det intensive landbruket kan reduseres ved tiltak som minsker avrenninga til vassdrag, først og fremst direkte, men også f.eks. ved å øke avstanden fra dyrkamarka ned til vatnet, dessuten ved å la det vokse kantskog og kratt langs vassdraget, en kantskog som bør drives gjennom hogst av store trær og vekst av de små. (For variasjonens skyld bør noen store trær få stå og vokse seg gamle.) Et slikt vegetasjonsbelte opptar mye av næringstilslaget som ellers ville ha rent i vassdraget. Det bør presiseres at kantskogen helst bør være variert og ikke (i alle fall ikke i hele utstrekningen) skygge for elva/vatnet. Øyenstikkerne er solskinnselskende insekter og i høy grad avhengige av solinnstråling både til vannet og til nærområdene i tilknytning til dette.

Problemet med jordbruksavrenning er at den ofte er altfor stor, i alle fall i områder under marin grense, som er ganske eutrofe fra før av. Områdene over marin grense tåler nok mye mer. Når det gjelder kalkning er problemet trolig det samme: En benytter så mye kalk at myrtjernet det gjelder får et pH-nivå langt over det som var tilfellet før forsureningen tok til. Ofte kalkes det i "skippertak", dvs. en overdoserer med kalk ett år (med tanke på arbeidsbesparelse) og lar så vatnet ligge i flere nye år før neste kalkningsinnsats. På denne måten svinger pH betydelig fra år til år. Samtidig slås de ulike artene ut tur og orden, først de basiofile artene ved gjenforsuringen, deretter de acidofile artene gjennom kalkningen, senere igjen eventuelle reetablerte basiofile arter osv. I det lange løp innehar likevel kalkete tjern flere arter enn ikke-kalkete tjern over marin grense (se Fig. 14). Flere arter ser også ut til å innvandre raskt til nykalkete vatn: Lok. 53 Tegårdsvatn og lok. 50 Stemstjern ble kalka direkte eller indirekte fra 1987, og (allerede) i 1990-91 var øyenstikkerfaunaen forbausende rik. De acidofile artene manglet imidlertid.

Noe av løsningen må bli: Det er viktig at en ikke kalker overalt. Noen vatn bør kalkes av hensyn til fisken/fisket, andre bør kalkes for naturvern, slik som sjeldne øyenstikkere der de trues av forsurening, andre vatn igjen bør slett ikke kalkes! Det er også viktig med jevn kalkning, ikke overdosering, for å holde pH-nivået så jevnt som mulig og på et ikke for høyt nivå. Kalkstein og skjellsand er antakelig gunstigere enn lettoppløselig krittmei.

Hvordan skal en så avgjøre hvilke vatn som bør behandles på hvilken måte? Hovedtesen her må bli: Vatn som tidligere hadde naturlig fiskebestand, kalkes forsiktig. Vatn som aldri har hatt naturlig fiskebestand, bør for all del fortsatt forbli fisketomme (!); dette har med naturvern å gjøre og bevarelsen av arter fisken lett desimerer eller endog utrydder. Slike lokaliteter kan kalkes dersom det er grunn til å tro at faunaen kan nyte godt av det. Der det imidlertid fins sjeldne acidofile arter (og ingen tilsvarende basiofile) bør en ikke kalke - eller bare kalke svært forsiktig dersom pH-nivået truer med å underskride faregrensa. Denne planen forutsetter naturligvis kunnskap om artenes utbredelse innafor de aktuelle områdene. Men som en tommelfingerregel: "variasjon" er et godt stikkord.

9 UTVIDET SAMMENDRAG

På 1930 og -40-tallet, før sur nedbør og intensivt jordbruk ble problemer for ferskvannsfaunaen, foretok G. Kvifte omfattende øyenstikkerregistreringer i vatn på Sørlandet, i Arendal - Risør - Vegår-området. Nå 50 år etter var det av interesse, spesielt i forurnings- og kalkningssammenheng, å se på hvilke forandringer som evt. hadde skjedd med øyenstikkerfaunaen over disse ti-åra.

Av Norges 45 påviste øyenstikkerarter står hele 28 på den norske rødlista og 3 på Bernkonvensjonens appendix 2. Truslene er drenering av våtmark, sterk eutrofiering, saprobiering og annen forurensning av vann og vassdrag. En bedre kjennskap til artenes utbredelse og økologi, spesielt av de sjeldne artene, var derfor ønskelig ut fra et vernesynspunkt. Men artenes habitatvalg ville også kunne gi en pekepinn på bakgrunnen for de endringer som måtte ha funnet sted med øyenstikkerfaunaen.

Tilsammen 152 sjøer, vatn, tjern og dammer i jordbruks- og forurningsområdene i Aust-Agder er blitt undersøkt mht. øyenstikkere. I alt 30 arter (67% av den norske øyenstikkerfaunaen) ble registrert i undersøkelsesområdet. Maksimalt antall arter pr. lokalitet var 19. Øyenstikkerne fordelte seg forskjellig mht. lokalitetenes elevasjon, pH, konduktivitet og vannfarge. De ble gruppert i euryøke arter: a) *Coenagrion hastulatum*, *Enallagma cyathigerum*, *Aeshna juncea*, *Somatochlora metallica*, *Libellula quadrimaculata*, b) *Lestes sponsa*, *Pyrrhosoma nymphula*, *Aeshna grandis*, *Cordulia aenea*, *Sympetrum danae*, c) *Erythromma najas*, *Aeshna cyanea*, *Sympetrum striolatum*, (*S. flaveolum*), myrtjernsarter: a) (*Aeshna subarctica*, *Ae. caerulea*, b) *Coenagrion johanssoni*, *Somatochlora arctica*, c) *Leucorrhinia albifrons*, *L. pectoralis*, oligo/mesotrofile lavlandsarter: a) *Orthetrum coerulescens*, b) *Calopteryx virgo*, *Cordulegaster boltoni*, og meso/eutrofe lavlandsarter: a) *Coenagrion puella*, *C. pulchellum*, *Ischnura elegans*, *Somatochlora flavomaculata*, *Sympetrum vulgatum*, b) *Brachytron pratense*.

Utbredelsen av øyenstikkerne i dag og vannkvaliteten i lokalitetene er sammenliknet med det som var kjent ifølge G. Kviftes undersøkelser. Det har i Aust-Agder skjedd en betydelig forurning både over og under marin grense sia 1930/40-åra. Sterke indisier fins på at nettopp forurningen har forårsaket at flere øyenstikkerarter lokalt har forsvunnet: *C. virgo*, *E. najas*, *C. puella*, (*O. coerulescens?*), *L. caudalis* og *L. albifrons*. I kulturlandskapet, spesielt under marin grense, har landbrukspåvirkningen imidlertid opprettholdt eller endog økt pH-nivået lokalt.

I lavlandet ser øyenstikkerfaunaen også ut til, med unntak av noen spesielle arter, å være ganske lik den for 50 år tilbake, kanskje er den til og med rikere. En tilsynelatende økning i antall arter ble funnet ved hele 22 (76%) lokaliteter, men dette kan skyldes det større volumet av de nye undersøkelsene. Netto "framgang" i gjennomsnitt for alle lokalitetene under marin grense er 3,9 arter; dette inkluderer en gjennomsnittlig ekstinksjon, som ut fra arbeidsinnsatsen er relativt sikker, på 1,8 arter. Over marin grense er de tilsvarende tall 1,5 og 2,6 arter. I alt 3 lokaliteter under marin grense og 4 lokaliteter over/på marin grense viste imidlertid tilbakegang, noe som kan settes i sammenheng med henholdsvis forurensning av et vassdrag og med forurning og kalkning.

Det største artsmangfoldet fantes først og fremst i mesotrofe til eutrofe vatn. Sure myrtjern kan imidlertid også inniblant ha mange arter, og to av de sureste lokalitetene i området (pH 4,3) hadde så mye som henholdsvis 6 og 8 arter.

Øyestikkerartene atskilte seg økologisk/utbredelsesmessig i forhold til Henriksens forsureningsindikator. Blant artene som sjelden opptrådte i forsurete lokaliteter var: *C. virgo*, *E. najas*, *C. puella*, *C. pulchellum*, *I. elegans*, *B. pratense*, *C. boltoni*, *O. coeruleascens* og *S. striolatum*. Andre arter var mer tolerante. *L. dubia* sto likevel i en særstilling som eneste art med signifikant overvekt av funn i sterkt surt vann (pH < 6,0), endog ekstremt surt vann (pH < 4,6).

Kalkning av forsurete lokaliteter pågår spesielt over marin grense, noe som har ført til at pH også på disse stedene i dag, etter mange år med sterkt surt vann, har tilnærmet samme eller høyere verdier enn på 1930/40-tallet. Artstallet synker generelt med høyden over havet, men påvirkes (over marin grense) positivt av jordbruk og kalkning. Moderat landbruk virker generelt sett gunstig på øyestikkerfaunaen. Men med intensivt landbruk forsvinner ofte viktige arter, aller først de ømfintlige, sjeldne bekkeartene *C. virgo*, *O. forcipatus* og *C. boltoni*, den oligo/mesotrofile arten *O. coeruleascens*, dessuten også stenøke arter knyttet til næringsfattige myrvannslokaliteter, slik som *Ae. caerulea*, *Ae. subarctica*, dessuten myrtjersarten *S. arctica*. Men også vanlige, relativt euryøke arter som f.eks. *Ae. juncea* ser ut til å få problemer ved sterk eutrofiering/saprobiering. Industriutslipp er påvist ikke bare å slå ut sjeldne arter, men også å senke artsdiversiteten for øyestikkere generelt i vassdraget.

Liksom lokaliteter påvirket av landbruk innehar kalkete lokaliteter, et relativt høyt antall øyestikkerarter. Disse er først og fremst ikke-spesialister (euryøke arter). Noen surhetsømfintlige arter synes imidlertid også å etablere seg i slike lokaliteter. En kan anta at noen av dem også hadde tilhold i disse lokalitetene før forsureningen satte inn. Kalkning, liksom eutrofiering, fører imidlertid lett til at de typiske myrvannsartene forsvinner; dette synes å ha vært tilfelle med den sjeldne *C. lunulatum* i Romundstادتjern ved Vegår, dessuten med *Ae. caerulea*, *Ae. subarctica* og *S. arctica*. Noe av løsningen mht. bevaring av den naturlige faunaen ligger trolig i forsiktige og jevnere kalkning.

10 LITTERATUR

- Altmüller, R.; Breuer, M. & Rasper, M. 1989: Zur Verbreitung und Situation der Fliessgewässerlibellen in Niedersachsen. *Inform.d. Naturschutz Niedersachs.* 9: 137-176.
- Askew, R.R. 1988: *The dragonflies of Europe*. Harley Books, Colchester.
- Bell, H.L. 1971: Effect of low pH on the survival and emergence of aquatic insects. *Wat. Res.* 5: 313-319.
- Boudot, J-P; Goutet, P. & Jacquemin, G. 1987: *Somatochlora arctica* (Zett.) new for the French Pyrenees and for the southern French Alps, with further records of some rare Odonata in France. *Notul. odonatol.* 2: 150-152.
- Brettum, P. & Hindar, A. 1985: Effekter av kalking på det biologiske system. pp. 79-108 i Baalstud, K.: *Kalking mot surt vann*. (Kalkingsprosjektets faglige sluttrapport.) Miljøverndept./DVF.
- Baalsrud, K. (red.) 1985: *Kalking mot surt vann*. (Kalkingsprosjektets faglige sluttrapport.) Miljøverndept./DVF.
- Carle, F.L. 1979: Environmental monitoring potential of the Odonata, with a list of rare and endangered Anisoptera of Virginia, United States. *Odonatologica* 8: 319-323.
- Clausnitzer, H-J.; Pletcher, P. & Schmidt, E. 1983: Rote Liste der Libellen (Odonata). pp. 116-118 i Blab, J.; Nowak, E. & Trautmann, W. (eds): *Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland* (4 ed.). Kilda, Greven.
- Collins, N.M. & Wells, S.M. 1986: *Insects and other invertebrates as candidates for the Bern Convention*. IUCN/Council of Europe, Strasbourg.
- Corbet, P.S.; Longfield, C. & Moore, N.W. 1960: *Dragonflies*. Collins, London.
- Dahl, E.; Elven, R.; Moen, A. & Skogen, A. 1986: *Vegetasjonskart over Norge 1:1.500.000*. Nasjonalatlas for Norge. Statens Kartverk, Hønefoss.
- Dolmen, D. 1981: Distribution and habitat of the smooth newt, *Triturus vulgaris* (L.), and the warty newt, *T. cristatus* (Laurenti), in Norway. pp. 127-139 i Coborn, J. (ed.): *Proc. Euro. Herp. Symp. C.W.L.P. Oxford 1980*.
- Dolmen, D. 1988: Coexistence and niche segregation in the newts *Triturus vulgaris* (L.) and *T. cristatus* (Laurenti). *Amphibia-Reptilia* 9: 365-374.
- Dolmen, D. 1992: Dammer i kulturlandskapet - makroinvertebrater, fisk og amfibier i 31 dammer i Østfold. *NINA Forskn.rapp.* 20: 1-63.
- Dolmen, D; Olsvik, H. & Talaksrud, P. 1993: Statusrapport om øyestikkere i Kopstadelva med omgivelser 1993. Konsekvensutredning mht. inngrep og råd om skjøtselstiltak for truede og sjeldne arter. *UNIT Vitenskapsmuseet, Notat Zool. avd. 1993-12:* 1-26.
- Dolmen, D. & Refsaas, F. 1987: Verneverdige øyestikkerlokaliteter i Trøndelag. *DN-rapport 1987-4:* 1-38.
- Dolmen, D.; Strand, L.Å. & Fossen, A. 1991: Dammer på Romerike. En registrering og inventering av dammer i kulturlandskapet, med hovedvekt på amfibier. *Fylkesmannen i Oslo og Akershus, MVA. Rapport 1991-2:* 1-46.
- Dumont, H.J. 1971: A contribution to the ecology of some Odonata. The Odonata of a "trap" area around Denderleeuw (Eastern Flanders: Belgium). *Bull. Ann. Soc. R. Ent. Belg.* 107: 211-235.
- Gardner, A.E. 1955: A study of the genitalia of the two species *Sympetrum nigrescens* (Lucas) and *S. nigrifemur* (Selys) with notes on their distribution. *Ent. Gaz.* 6: 86-108.
- Geijskes, D.C. & Tol, J. van 1983: *De libellen van Nederland (Odonata)*. Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Hoogwoud.
- Hammond, C.O. & Merritt, R. 1983: *The dragonflies of Great Britain and Ireland* (2 ed.). Harley Books, Colchester.

- Henriksen, A. 1979: A simple approach for identifying and measuring acidification of freshwater. *Nature* 278: 542-545.
- Holtedahl, O. & Andersen, B.G. 1960: Glacial map of Norway. Suppl. Holtedahl, O. (red.): Geology of Norway. *Norges Geologiske Undersøkelse* 208.
- Holtedahl, O. & Dons, J.A. 1960: Geological (bedrock) map of Norway. Suppl. Holtedahl, O. (red.): Geology of Norway. *Norges Geologiske Undersøkelse* 208.
- Jacob, U. 1969: Untersuchungen zu den Beziehungen zwischen Ökologie und Verbreitung heimischer Libellen. *Faunist. Abh. Staatl. Mus. Tierkunde Dresden* 2: 197-239.
- Kroglund, F. 1993: Makrovertebrater. pp. 208-211 i del H: Store Finnetjenn i Romundstad, A.J. (red.): Kalking i vann og vassdrag 1991. FoU-årsrapporter. *DN-notat 1993-1*: 1-281.
- Kroglund, F.; Hesthagen, T.; Hindar, A.; Raddum, G.G.; Staurnes, M.; Gausen, D. & Sandøy, S. 1994: Sur nedbør i Norge. Status, utviklingstendenser og tiltak. *Utredning for DN 1994-10*: 1-98.
- Kroglund, F. & Raddum, G.G. 1985: Effekter av kalking på bunnfaunaen i Gjerstad. *Kalkingsprosjektet Rapport 1984-23*: 1-92.
- Kvifte, G. 1942 a: Über die Ökologie der Odonaten in Aust-Agder. *Norsk ent. Tidsskr.* 6: 98-105.
- Kvifte, G. 1942 b: Odonater og orthopterer i Aust-Agder. *Norsk ent. Tidsskr.* 6: 106.
- Kvifte, G. 1943: Odonata: slekten *Leucorrhinia*, Brittinger, i Aust-Agder. *Norsk ent. Tidsskr.* 6: 203-205.
- Longfield, C. 1960 i Corbet, P.S.; Longfield, C. & Moore, N.W. 1960: *Dragonflies*. Collins, London.
- Løfall, B.P. & Pettersen, M. 1995: Odonata-kartlegging i Østfold, Norge. *Nordisk Odonatologisk Forum; Nyhetsbrev 1 (1)*: 5.
- Macan, T.T. 1964: The Odonata of a moorland fishpond. *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* 49: 325-360.
- Maibach, A. & Meier, C. 1987: *Verbreitungsatlas der Libellen der Schweiz (Odonata) (mit roter Liste)*. Centre suisse cartographie de la faune, Neuchatel.
- McGeeney, A. 1986: *A complete guide to British dragonflies*. Jonathan Cape, London.
- May, E. 1933: Libellen oder Wasserjungfern (Odonata). *Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile* 27. (Gustav Fischer, Jena.)
- Merritt, R. 1987: Odonata. The dragonflies. pp. 4, 43-47 in Shirt, O.B. (ed.): *British red data books 2: Insects*. Nature Conservancy Council, Peterborough.
- Moore, N.W. 1976: The conservation of Odonata in Great Britain. *Odonatologica* 5: 37-44.
- NVE (Hydrologisk avd., Vassdragsdirektoratet) & Statens kartverk 1986: *Avrenning. Runoff*. Nasjonalatlas for Norge, Statens Kartverk.
- Olstad, O. 1922: Bemerkninger om Norges odonater. *Nyt. Magazin f. Naturvidensk.* 60: 99-104.
- Olsvik, H. 1995: Utbredelse av øyestikkere i Norge. s. 11 i Løfall, B.P. & Olsvik, H. *Nordisk Odonatologisk Forum, Nyhetsbrev 1 (1)*.
- Olsvik, H. & Dolmen, D. 1992: Distribution, habitat, and conservation status of threatened Odonata in Norway. *Fauna norv. B* 39: 1-21.
- Olsvik, H.; Kvifte, G. & Dolmen, D. 1990: Utbredelse og vernestatus for øyestikkere på Sør- og Østlandet, med hovedvekt på forsurenings- og jordbruksområdene. *UNIT Vitenskapsmuseet, Rapport Zool. Ser. 1990-3*: 1-71.
- Overrein, L.N.; Seip, H.M. & Tollan, A. 1980: *Acid precipitation - effects on forest and fish*. (Final report of the SNSF-project 1972-1980). Oslo.
- Pedersen, H. & Holmen, M. 1994: Fredede insekter i Danmark. Del 4: Guldsmede. *Ent. Meddr* 62 (2): 33-58.

- Pettersen, M. 1992: *Registrering av øyestikkere i Østfold 1990-92*. Arbeidsrapport for Fylkesmannen i Østfold.
- Pollard, J.B. & Berrill, M. 1992: The distribution of dragonfly nymphs across a pH gradient in south-central Ontario lakes. *Can. J. Zool.* 70: 878-885.
- Raddum, G.G. & Steigen, A.L. 1981: Reduced survival and calorific content of stoneflies and caddisflies in acid water. pp. 97-101 i Singer, R. (red.): *Effects of acid precipitation on benthos*. (Proc. Symp. Acidic Precipitation on Benthos, 1980, North Am. Benth. Society. Hamilton, N.Y.
- Raddum, G.G. & Sæther, O.A. 1981: Chironomid communities in Norwegian lakes with different degrees of acidification. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 21: 399-405.
- Refsaas, F. 1986: *Habitat og flyvetid for øyestikkere (Odonata) i Levangerområdet, Nord-Trøndelag*. Hovedfagsoppgave i zoologi, Universitetet i Trondheim.
- Rudolph, R. 1978: Notes on the dragonfly fauna of very small pools near Münster, Westfalia, German Federal Republic. *Notul. Odonatol.* 1: 11-14.
- Sahlén, G. 1985: *Sveriges trollsländor (Odonata)*. Fältbiologerna, Sollentuna.
- Scheffler, W. 1970: Die Odonatenfauna der Waldmoore des Stechlinsee-Gebietes. *Limnologica* 7: 339-369.
- Schmidt, E. 1964: Biologisch-ökologische Untersuchungen an Hochmoorlibellen (Odonata). *Zeitschr. Wiss. Zool.* 169: 313-386.
- Schmidt, E. 1967: Zur Odonatenfauna des Hinterzartener Moores und anderer mooriger Gewässer des Südschwarzwaldes. *Deutsch. Entomol. Z.N.F.* 14: 371-386.
- Schmidt, E. 1975: Die Libellenfauna des Lübecker Raumes. *Ber. Ver. Nat. H. Nat. Hist. Mus. Lübeck*, 13/14: 25-43.
- Schmidt, E. 1978: Odonata. pp. 274-279 i Illies, J.: *Limnofauna Europaea*. Gustav Fischer, Stuttgart.
- Schmidt, E. 1980: Zur Gefährdung von Moorlibellen in der Bundesrepublik Deutschland. *Natur und Landschaft* 55: 16-18.
- Schmidt, E. 1981: Quantifizierung und Analyse des Rückganges von gefährdeten Libellenarten in der Bundesrepublik Deutschland (Ins. Odonata). *Mitt.dtsch. Ges. allg. angew. Ent.* 3: 167-170.
- Sevaldrud, I. & Skogheim, O. 1985: Fiskestatus og vannkvalitet i Agder - 1983. *Rapport fra Fiskeforskningen, DVF*: 1-33.
- Sigmond, E.M.O.; Gustavson, M. & Roberts, D. 1984: *Berggrunnskart over Norge. Bedrock map of Norway. M. 1:1 million*. Norges Geologiske Undersøkelse (Nasjonalatlas for Norge). Statens Kartverk, Hønefoss.
- Skov, A.; Vikse, P. & Matzow, D. 1990: Kalkingsplan for Aust-Agder 1990-1993. *Fylkesmannen i Aust-Agder, MV-avd. Rapp. 1990-11*.
- Steiner, H. 1948: Die Bindung der Hochmoorlibelle *Leucorrhinia dubia* Vand., an ihren Biotop. *Zool. Jb. Jena Syst.* 78: 65-96.
- Størkersen, Ø. 1992: Truete arter i Norge. Norwegian red list. *DN-rapport 1992-6*: 1-89.
- Sømme, S. 1937: Zoogeographische Studien über norwegische Odonaten. *Avh. norske Vidensk. Akad.* 12.
- Tjønneland, A. 1953: A contribution to the zoogeography of Norwegian dragonflies. *Univ. Bergen Årbok 1952, Naturvidensk. rekke* 15: 1-52.
- Tol, J. van & Verdonk, M.J. 1988: *The protection of dragonflies (Odonata) and their biotopes*. ECCN/Council of Europe, Strasbourg.
- Valle, K.J. 1938: Zur Ökologie der finnischen Odonaten. *Ann. Universitas Turkuensis A* 4 (14): 1-76.

- Valle, K.J. 1952: Die Verbreitungsverhältnisse der ostfennoskandischen Odonaten. *Acta Ent. Fenn.* 10: 1-87.
- Vierssen, W. van & Verhoeven, J.T.A. 1983: Plant and animal communities in brackish supra-littoral pools ("dobben") in the northern part of Netherlands. *Hydrobiologia* 98: 203-221.
- Watson, J.A.L.; Arthington, A.H. & Conrick, D.L. 1982: Effect of sewage effluents on dragonflies (Odonata) of Bulimba Creek, Brisbane. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.* 33: 517-528.
- Wellinghorst, R. & Meyer, W. 1982: Untersuchungen zur Struktur von flachen Kleingewässern als Larvalbiotope für Odonaten. *Zool. Jahrb. Abt. Syst.* 109: 545-568.
- Wildermuth, H. 1992: The habitat range of *Aeshna juncea* (L.) in Switzerland (Anisoptera: Aeshnidae). *Odonatologica* 21: 219-233. (På tysk med engelsk summary.)
- Wildermuth, H. & Krebs, A. 1983: Sekundäre Kleingewässer als Libellen-biotope. *Vierteljahrsschr. Naturforsch. Ges. Zürich* 128: 21-42.
- Wildermuth, H. & Schiess, H. 1983: Die Bedeutung praktischer Naturschutzmassnahmen für die Erhaltung der Libellenfauna in Mitteleuropa. *Odonatologica* 12: 345-366.
- Wright, R.F. 1977: Historical changes in the pH of 128 lakes in southern Norway and 130 lakes in southern Sweden over the period 1923-1976. *SNSF-project, TN34/77*: 1-71.
- Wright, R.F.; Rosseland, B.O. & Raddum, G.G. 1985: Forsuringssituasjonen. pp. 13-22 i Baalsrud, K. (red.) *Kalking mot surt vann*. (Kalkingsprosjektets faglige sluttrapport.) Miljøverndept./DVF.
- Zischke, J.A.; Arthur, J.W.; Nordlie, K.J.; Hermanutz, R.O.; Standen, D.A. & Henry, T.P. 1983: Acidification effects on macroinvertebrates and fathead minnows (*Pimephales promelas*) in outdoor experimental channels. *Water Res.* 17: 47-63.
- Økland, J. 1979: Distribution of environmental factors and fresh-water snails (Gastropoda) in Norway: Use of European invertebrate survey principles. *Malacologia* 18: 211-222.
- Økland, J. & Økland, K.A. 1986: The effects of acid deposition on benthic animals in lakes and streams. *Experimentia* 42: 471-486.
- Økland, K.A. & Kuiper, J.G.J. 1980: Småmuslinger (Sphaeriidae) i ferskvann i Norge - utbredelse, økologi og relasjon til forsurening. *SNSF-project, IR61/85*: 1-85.

- 1974-1 Jensen, J.W. Fisket i Ringvatnene, Åbjøravassdraget. (LFI-19). 14 s.
- 2 Langeland, A. Virkninger på fiskebestand og næringsdyr av regulering og utrasing i Storvatnet i Rissa og Leksvik kommuner. (LFI-20). 20 s.
- 3 Heggberget, T.G. Fiskeribiologiske undersøkelser i de lakseførende deler av Åbjøravassdraget 1973. (LFI-23). 15 s.
- 4 Jensen, J.W. En hydrografisk og biologisk inventering i Åbjøravassdraget, Bindalen. 30 s.
- 5 Lundquist, P. Brukerbeskrivelse for EDB-program. Plankton 2, vertikalfordeling - pumpeprøver. 19 s.
- 6 Langeland, A. Gjødsling av naturlige innsjøer -en litteraturoversikt. (LFI-22). 16 s.
- 7 Holthe, T. Resipientundersøkelse av Trondheimsfjorden. Bunnnyrsundersøkelser; Preliminærreport. 45 s.
- 8 Lundquist, P. & Holthe, T. Brukerveiledning til fire datamaskinprogrammer for kvantitative makrobenthosundersøkelser. 54 s.
- 9 Lande, E. Resipientundersøkelsen av Trondheimsfjorden. Årsrapport 1972-1973.
- 10 Langeland, A. Ørretbestanden i Holden i Nord-Trøndelag etter 60 års regulering. (LFI-23). 21 s.
- 11 Koksvik, J.I. Fiskeribiologiske og hydrografiske undersøkelser i Nesjøen (Tydal) fjerde år etter oppdemningen. (LFI-24). 43 s.
- 12 Heggberget, T.G. Habitatvalg hos yngel av laks, Salmo salar L. og ørret, Salmo trutta L. 75 s.
- 13 Langeland, A. Fiskeribiologiske undersøkelser i Storvatnet, Åfjord kommune, før regulering.
- 14 Haukebø, T. En hydrografisk og biologisk inventering i Forra-vassdraget. 57 s.
- 15 Suul, J. Ornitologiske undersøkelser i Rusasetvatnet, Ørland kommune, Sør-Trøndelag. 32 s.
- 16 Langeland, A. Fiskeribiologiske undersøkelser i Frøyingsvassdraget, Namsskogan, 1974. (LFI-26). 23 s.
- 1975-1 Aagaard, K. En ferskvannsbiologisk undersøkelse i Norddalen og Stordalen, Åfjord. 39 s.
- 2 Jensen, J.W. & Holten, J. Flora og fauna i og omkring Rusasetvatn, Ørland. 30 s.
- 3 Sivertsen, B. Fiskeribiologiske undersøkelser i Huddingsvatn, Røyrvik, i 1974, etter to års gruve-drift ved vatnet. 22 s.
- 4 Heggberget, T.G. Produksjon og habitatvalg hos laks- og ørretyngel i Stjørdalselva og Forra 1971-1974. (LFI-27). 24 s.
- 5 Dolmen, D., Sæther, B. & Aagaard, K. Ferskvannsbiologiske undersøkelser av tjøenner og evjer langs elvene i Gauldalen og Orkdalen, Sør-Trøndelag. 46 s.
- 6 Lundquist, P. & Strømgren, T. Brukerveiledning til fire datamaskinprogrammer for kvantitative zooplanktonundersøkelser. 29 s.
- 7 Frengen, O. & Røv, N. Faunistiske undersøkelser på Frøøyene i Sør-Trøndelag, 1974. 42 s.
- 8 Suul, J. Ornitologiske registreringer i Gaulosen, Melhus og Trondheim kommuner, Sør-Trøndelag. 43 s.
- 9 Moksnes, A. & Vie, G.E. Ornitologiske undersøkelser i reguleringsområdet for de planlagte Vefsna-verkene i 1974. 31 s.
- 10 Langeland, A., Kvittingen, K., Jensen, A., Reinertsen, H., Sivertsen, B. & Aagaard, K. Eksperiment med gjødsling av en naturlig innsjø. Del I. Forundersøkelser i eksperimentsjøen Langvatn og referansesjøen Målsjøen. (LFI-28). 65 s.
- 11 Suul, J. Ornitologiske registreringer i Vega kommune, Nordland. 54 s.
- 12 Langeland, A. Ørretbestandene i Øvre Orkla, Falningsjøen, Store Sverjesjøen og Grana sommeren 1975. (LFI-29). 30 s.
- 13 Jensen, A.J. Statistiske beregninger av kvantitativt zooplanktonmateriale. Datamaskinprogram med brukerveiledning. (LFI-30). 29 s.
- 14 Frengen, O., Karlsen, S. & Røv, N. Observasjoner fra en kalvingsplass for tamrein. Silda i Vestfinnmark 1975. 41 s.
- 15 Jensen, J.W. Fisket i endel av elvene og vatnene som berøres av Eidfjord-Nord utbyggingen. 37 s.
- 16 Langeland, A. Virkninger på fiskeribiologiske forhold i Tunnsjøflyene etter 11 års regulering. (LFI-31). 27 s.
- 17 Karlsen, S. & Kvam, T. Undersøkelser omkring forholdet ørn-sau i Sanddølaldalen, 1975. 17 s.
- 1976-1 Jensen, J.W. Fiskeribiologiske undersøkelser i Storvatn og Utsetelv, Tingvoll. 24 s.
- 2 Langeland, A., Jensen, A., & Reinertsen, H. Eksperiment med gjødsling av en naturlig innsjø. Del II. (LFI-32). 53 s.
- 3 Nygård, T., Thingstad, P.G., Karlsen, S., Krogstad, K. & Kvam, T. Ornitologiske undersøkelser i fjellområdet fra Vera til Sørli, Nord-Trøndelag. 91 s.
- 4 Koksvik, J.I. Hydrografi og evertebratfauna i Vefsna-vassdraget 1974. 96 s.
- 5 Langeland, A. Fiskeribiologiske undersøkelser i Selbusjøen 1973-75. (LFI-33). 74 s.
- 6 Dolmen, D. Biologi og utbredelse hos Triturus vulgaris (L.), salamander, og T. cristatus (Laurenti), stor salamander, i Norge, med hovedvekt på Trøndelagsområdet. 164 s.
- 7 Langeland, A. Vurdering av fysisk/kjemiske og biologiske tilstander i Øvre Gaula, Nea og Selbusjøen. (LFI-34). 27 s.
- 8 Jensen, J.W. Hydrografi og ferskvannsbiologi i Vefsnavassdraget. Resultater fra 1973 og en oppsummering. 36 s.
- 9 Thingstad, P.G., Spjøtvoll, Ø. & Suul, J. Ornitologiske undersøkelser på Rinnleiret, Levanger og Verdal kommuner, Nord-Trøndelag. 39 s.
- 10 Karlsen, S. Ornitologiske undersøkelser i Fossemvatnet, Steinkjer, Nord-Trøndelag, 1972-76. 28 s.
- 1977-1 Jensen, J.W. En hydrografisk og ferskvannsbiologisk undersøkelse i Grøvuassdraget 1974/75. 24 s.
- 2 Koksvik, J.I. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Saltfjell-/Svartisområdet. Del 1. Stormdalen, Tespdalen og Bjellådalen. 60 s.
- 3 Moksnes, A. Fuglefaunaen i Forraområdet i Nord-Trøndelag. Sluttrapport fra undersøkelsene 1970-72. 56 s.
- 4 Venstad, A. ORNITOLOGG. En beskrivelse av et programsystem for foredling og informasjonsut-

- trekking av materiale samlet inn med datalogger. 12 s.
- 5 Suul, J. Fuglefaunaen og en del våtmarker av ornitologisk betydning i fjellregionen, Sør-Trøndelag. 81 s.
- 6 Langeland, A. Fiskeribiologiske undersøkelser i Stuesjøen, Grønsjøen, Mosjøen og Tya sommeren 1976. (LFI-35). 30 s.
- 7 Solhjem, F. & Holthe, T. BENTHFAUN. Brukerveiledning til seks datamaskinprogrammer for behandling av faunistiske data. 27 s.
- 8 Spjøtvold, Ø. Ornitologiske undersøkelser i Eidsbotn, Levangersundet og Alfnesfjæra, Levanger kommune, Nord-Trøndelag. 41 s.
- 9 Langeland, A., Jensen, A.J., Reinertsen, H. & Aagaard, K. Eksperiment med gjødsling av en naturlig innsjø. Del III. (LFI-36). 83 s.
- 10 Hindrum, R. & Rygh, O. Ornitologiske registreringer i Brekkvatnet og Eidsvatnet, Bjugn kommune, Sør-Trøndelag. 48 s.
- 11 Holthe, T., Lande, E., Langeland, A., Sakshaug, E. & Strømgren, T. Resipientundersøkelsen av Trondheimsfjorden. Biologiske undersøkelser. Sammen drag og sluttrapporter. 228 s.
- 12 Slagsvold, T. Bird song activity in relation to breeding cycle, spring weather and environmental phenology - statistical data. 18 s.
- 13 Bernhoft-Osa, A. Noen minner om konservator Hans Thomas Lange Schaanning. 40 s.
- 14 Moksnes, A. & Vie, G.E. Ornitologiske undersøkelser i de deler av Saltfjell-/Svartisområdet som blir berørt av eventuell kraftutbygging. 78 s.
- 15 Krogstad, K., Frengen, O. & Furunes, K.A. Ornitologiske undersøkelser i Leksdalsvatnet, Verdal og Steinkjer kommuner, Nord-Trøndelag. 37 s.
- 16 Koksvik, J.I. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Saltfjell-/Svartisområdet. Del II. Saltdalsvassdraget. 62 s.
- 17 Langeland, A. Fiskeribiologiske undersøkelser i Store og Lille Kvern fjellvatn, Garbergelva ved Stråsjøen og Prestøyene sommeren 1975. (LFI-37). 12 s.
- 18 Koksvik, J.I. & Dalen, T. Kobbelv- og Sørfjordvassdraget i Sørfold og Hamarøy kommuner. Foreløpig rapport fra ferskvannsbiologiske undersøkelser i 1977. 43 s.
- 1978-1 Ekker, Aa.T., Hindrum, R., Thingstad, P.G. & Vie, G.E. Observasjoner fra en kalvingsplass for tamrein. Kvaløya i Vestfinnmark 1976. 18 s.
- 2 Reinertsen, H. & Langeland, A. Vurdering av kjemiske og biologiske forhold i Neavassdraget. (LFI-41/39). 55 s.
- 3 Moksnes, A. & Ringen, S.E. Vurdering av ornitologiske verneverdier og skadevirkninger i forbindelse med planene om tilleggsreguleringer i Neavassdraget, Tydal kommune. 28 s.
- 4 Langeland, A. Bestemmelsestabell over norske Cyclopoida Copepoda funnet i ferskvann (34 arter). 21 s.
- 5 Koksvik, J.I. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Saltfjell-/Svartisområdet. Del III. Vassdrag ved Svartisen. 57 s.
- 6 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Kobbelvområdet, Sørfold og Hamarøy kommuner. Kvantitative og kvalitative registreringer sommeren 1977. 62 s.
- 7 Langeland, A. Fiskeribiologiske undersøkelser i vatn i Sanddølavassdraget, Nord-Trøndelag, sommerene 1976 og 1977. (LFI-40). 27 s.
- 8 Sivertsen, B. Fiskeribiologiske undersøkelser i Huddingsvatn, Røyrvik, 1974-1977. 25 s.
- 9 Koksvik, J.I. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Saltfjell-/Svartisområdet. Del IV. Beiarvassdraget. 66 s.
- 10 Dolmen, D. Norsk herpetologisk oversikt. 50 s.
- 11 Jensen, J.W. Hydrografi og evertebrater i tre vassdrag i Indre Visten. 23 s.
- 12 Koksvik, J.I. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Saltfjell-/Svartisområdet. Del V. Misværvassdraget. 43 s.
- 13 Baadsvik, K. & Bevanger, K. Botaniske og zoologiske undersøkelser i samband med planer om tilleggsregulering av Aursjøen; Lesja og Nesset kommuner i Oppland og Møre og Romsdal fylker. 44 s.
- 1979-1 Bevanger, K. & Frengen, O. Ornitologiske verneverdier i Ørland kommunes våtmarksområder, Sør-Trøndelag. 93 s.
- 2 Jensen, J.W. Plankton og bunndyr i Aursjømagasinet. 31 s.
- 3 Langeland, A. Fisket i Søvatnet, Hemne, Rindal og Orkdal kommuner, i 1978 11 år etter reguleringen. (LFI-41). 18 s.
- 4 Koksvik, J.I. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Saltfjell-/Svartisområdet. Del VI. Oppsummering og vurderinger. 79 s.
- 5 Koksvik, J.I. Kobbelvutbyggingen. Vurdering av virkninger på ferskvannsfauunaen. 22 s.
- 6 Langeland, A. Fiskeribiologiske undersøkelser i Holvatn, Rødsjøvatn, Kringsvatn, Østre og Vestre Osavatn sommeren 1977. (LFI-42). 26 s.
- 7 Langeland, A. Fisket i Tunnsjøelva 15 år etter reguleringen. (LFI-43). 16 s.
- 8 Bevanger, K. Fuglefauna og ornitologiske verneverdier i Hellemoområdet, Tysfjord kommune, Nordland. 122 s.
- 9 Koksvik, J.I. Hydrografi og ferskvannsbiologi i Eiteråga, Grane og Vefsn kommuner. 34 s.
- 10 Koksvik, J.I. & Dalen, T. Hydrografi og ferskvannsbiologi i Krutvatn og Krutåga, Hattfjelldal kommune. 45 s.
- 11 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Krutågas nedslagsfelt, Hattfjelldal kommune, Nordland. Kvantitative og kvalitative undersøkelser sommeren 1978. 28 s.
- 1980-1 Langeland, A. Fiskeribiologiske undersøkelser i vassdrag i Mosvik og Leksvik kommuner i 1978 og 1979 (Meltingvatnet m.fl.). (LFI-44). 47 s.
- 2 Langeland, A. & Reinertsen, H. Resipientforholdene i Meltingvassdraget og Innerelva, Mosvik og Leksvik kommuner. (LFI-45). 16 s.
- 3 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Eiteråga, Grane og Vefsn kommuner, Nordland. Kvantitative og kvalitative undersøkelser sommeren 1978. 30 s.
- 4 Krogstad, K. Fuglefaunaen i Meltingenområdet, Mosvik og Leksvik kommuner. 49 s.
- 5 Holthe, T. & Stokland, Ø. Biologiske undersøkelser - Kristiansunds fastlandssamband. Bunndyrundersøkelser 1978-1979. 27 s.
- 6 Arnekleiv, J.V. & Koksvik, J.I. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Stjørdalsvassdraget 1979. 82 s.

- 7 Langeland, A., Brabrand, Å., Saltveit, S.J., Styrvold, J.-O. & Raddum, G. Fremdriftsrapport. Betydningen av utsettinger og bestandsreguleringer for fiskeavkastningen i regulerte innsjøer. (LFI-46). 47 s.
- 8 Nøst, T. & Koksvik, J.I. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Nesåvassdraget 1977-78. 52 s.
- 9 Langeland, A. & Koksvik, J.I. Fiskeribiologiske og andre faunistiske undersøkelser i Grøvassdraget (bl.a. Svartsnytvatn og Dalavatn) sommeren 1979. (LFI-47). 46 s.
- 10 Koksvik, J.I. & Dalen, T. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Hellemoområdet, Tysfjord kommune. 57 s.
- 1981-1 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Gaulas nedbørfelt, Sør-Trøndelag og Hedmark. 156 s.
- 2 Nøst, T. & Koksvik, J.I. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Sørlivassdraget 1979. 52 s.
- 3 Reinertsen, H. & Langeland, A. Kjemiske og biologiske forhold sommeren 1980 i Bjøra, Eida og Søråa i Nord-Trøndelag. (LFI-49). 22 s.
- 4 Koksvik, J.I. & Haug, A. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Verdalsvassdraget 1979. 67 s.
- 5 Langeland, A. & Kirkvold, I. Fisket i Grønsjøen, Tydal 1978-1980. (LFI-50). 28 s.
- 6 Bevanger, K. & Vie, G. Fuglefaunaen i Sørlivassdraget, Lierne og Snåsa kommuner, Nord-Trøndelag. 65 s.
- 7 Bevanger, K. & Jordal, J.B. Fuglefaunaen i Drivas nedbørfelt, Oppland, Møre og Romsdal og Sør-Trøndelag fylker. 145 s.
- 8 Røv, N. Ornitologiske undersøkingar i vestre Grødalen, Sunndal kommune, sommaren 1979. 29 s.
- 9 Rygh, O. Ornitologiske undersøkelser i forbindelse med generalplanarbeidet i Åfjord kommune, Sør-Trøndelag. 57 s.
- 10 Nøst, T. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Drivavassdraget 1979-80. 77 s.
- 11 Reinertsen, H. & Langeland, A. Kjemiske og biologiske undersøkelser i Leksdalsvatn og Hoklingen, Nord-Trøndelag, sommeren 1980. (LFI-51). 32 s.
- 12 Nøst, T. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Todalsvassdraget, Nord-Møre 1980. 55 s.
- 13 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Istras nedbørfelt, Rauma kommune, Møre og Romsdal. 37 s.
- 14 Nøst, T. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Istravassdraget 1980. 48 s.
- 15 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Nesåas nedbørfelt, Nord-Trøndelag. 51 s.
- 16 Bevanger, K., Gjershaug, J.O. & Ålbu, Ø. Fuglefaunaen i Todalsvassdragets nedbørfelt, Møre og Romsdal og Sør-Trøndelag fylker. 63 s.
- 17 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Ognas nedbørfelt, Nord-Trøndelag. 58 s.
- 18 Bevanger, K. Fuglefaunaen i Skjækraas nedbørfelt, Nord-Trøndelag. 42 s.
- 19 Nøst, T. & Koksvik, J.I. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Snåsavatnet 1980. 54 s.
- 20 Arnekleiv, J.V. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Lomsdalsvassdraget 1980-81. 69 s.
- 21 Bevanger, K., Rofstad, G. & Sandvik, J. Fuglefaunaen i Stjørdalsvassdragets nedbørfelt, Nord-Trøndelag. 88 s.
- 22 Bevanger, K. & Ålbu, Ø. Fuglefaunaen i Lomsdalsvassdraget, Nordland. 46 s.
- 23 Nøst, T. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Garbergelvas nedslagsfelt 1981. 44 s.
- 24 Koksvik, J.I. & Nøst, T. Gaulavassdraget i Sør-Trøndelag og Hedmark fylker. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i forbindelse med midlertidig vern. 96 s.
- 25 Nøst, T. & Koksvik, J.I. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Ognavassdraget 1980. 53 s.
- 26 Langeland, A. & Reinertsen, H. Phyto- og zooplanktonundersøkelser i Jonsvatnet 1977 og 1980. (LFI-52). 19 s.
- 1982-1 Bevanger, K. Ornitologiske observasjoner i Høylandsvassdraget, Nord-Trøndelag. 57 s.
- 2 Nøst, T. Ferskvannsbiologiske og hydrografiske undersøkelser i Høylandsvassdraget 1981. 59 s.
- 3 Moksnes, A. Undersøkelser av fuglefaunaen og småviltbestanden i de områdene som blir berørt av planene om kraftutbygging i Garbergelva, Rotla og Torsbjørka. 91 s.
- 4 Langeland, A., Reinertsen, H. & Olsen, Y. Undersøkelser av vannkjemii, fyto- og zooplankton i Namsvatn, Vekteren, Limingen og Tunnsjøen i 1979, 1980 og 1981. (LFI-53). 25 s.
- 5 Haug, A. & Kvittingen, K. Kjemiske og biologiske undersøkelser i Hammervatnet, Nord-Trøndelag sommeren 1981. (LFI-54). 27 s.
- 6 Thingstad, P.G. & Nygård, T. Ornitologiske undersøkelser i Sanddøla- og Luruvasdragene. 112 s.
- 7 Thingstad, P.G. & Nygård, T. Småviltbiologiske undersøkelser i Sanddøla- og Luruvasdragene 1981 og 1982. 62 s.
- 8 Nøst, T. Hydrografi og ferskvannsevertebrater i Sanddøla/Luru-vassdragene 1981 i forbindelse med planlagt vannkraftutbygging. 86 s.
- 9 Koksvik, J.I. & Arnekleiv, J.V. Fiskeribiologiske undersøkelser i Sanddøla-/Luruvasdraget med konsekvensvurderinger av planlagt kraftutbygging. (LFI-55). 108 s.
- 10 Jordal, J.B. Ornitologiske undersøkingar i Meisalvassdraget og Grytneselva, Nesset kommune, i samband med planer om vidare kraftutbygging. 24 s.
- 11 Reinertsen, H., Olsen, Y., Nøst, T., Rueslåtten, H.G. & Skotvold, T. Resipientforhold i Sanddøla- og Luruvasdraget i Nordli, Grong og Snåsa kommune i Nord-Trøndelag. (LFI-56). 57 s.
- 1983-1 Nøst, T. & Arnekleiv, J.V. Fiskeribiologiske og ferskvannsfaunistiske undersøkelser i Meisalvassdraget 1982. (LFI-57). 25 s.
- 2 Nøst, T. Hydrografi og ferskvannsevertebrater i Raumavassdraget 1982. 74 s.
- 3 Arnekleiv, J.V. Fiskeribiologiske undersøkelser i Lysvatnet, Åfjord kommune 1982. (LFI-58). 27 s.
- 4 Jensen, J.W. & Olsen, A.J. Fjærmygg (Chironomidae) i oppdemte magasin. Et forprosjekt. 33 s.
- 5 Bevanger, K., Rofstad, G. & Ålbu, Ø. Vurdering av ornitologiske verneinteresser og konsekvenser for fuglelivet ved eventuell kraftutbygging i Rauma/Ulvåa. 97 s.

- 6 Thingstad, P.G. Småviltbiologiske undersøkelser i Raumavassdraget 1982 og 1983. 74 s.
- 7 Arnekleiv, J.V. & Koksvik, J.I. Fiskeribiologiske forhold, evertebratfauna og hydrografi i Ormsetområdet, Verran kommune, 1982-83. (LFI-59). 76 s.
- 8 Ålbu, Ø. Kraftlinjer og fugl. 60 s.
- 9 Koksvik, J.I. & Arnekleiv, J.V. Fiskeribiologiske undersøkelser i Børsjøen, Tynset kommune. (LFI-60). 27 s.
- 1984-1 Sandvik, J. & Thingstad, P.G. Midlertidig rapport om vannfuglpopulasjonene ved Nedre Nea, Selbu. 33 s.
- 2 Koksvik, J.I. & Arnekleiv, J.V. Fiskebestand og næringsforhold i Nidelva ovenfor lakseførende del. (LFI-61). 38 s.
- 3 Nøst, T. Hydrografi og ferskvannsevertebrater i Raumavassdraget i forbindelse med planlagt kraftutbygging. 36 s.
- 4 Nøst, T. Hydrografi og evertebrater i Indre Visten, Nordland fylke, 1982-83. 69 s.
- 5 Thingstad, P.G. Resultatene av de avbrutte småviltbiologiske undersøkelser i Indre Visten, Vevelstad. 28 s.
- 6 Ålbu, Ø. & Bevanger, K. Vurdering av ornitologiske verneinteresser og konsekvenser ved eventuell kraftutbygging i Indre Visten. 57 s.
- 7 Thingstad, P.G. Produksjonspotensialet. En indeks for produksjonssammenligninger av ulike fuglesamfunn. 27 s.
- 1985-1 Arnekleiv, J.V. & Koksvik, J.I. Fiskeribiologiske undersøkelser i Raumavassdraget med konsekvensvurderinger av planlagt vannkraftutbygging. (LFI-62). 68 s.
- 2 Strømgren, T. & Stokland, Ø. Hydrologiske og marinbiologiske undersøkelser i Visten juni 1983 - november 1983. 27 s.
- 3 Nøst, T. Hydrografi og ferskvannsevertebrater i øvre deler av Stjørdalsvassdraget i forbindelse med planlagt vannkraftutbygging. 52 s.
- 4 Arnekleiv, J.V. Fiskeribiologiske undersøkelser i øvre deler av Stjørdalsvassdraget i forbindelse med planlagt vannkraftutbygging. (LFI-63). 87 s.
- 5 Koksvik, J.I. Ørretbestanden i Innerdalsvatnet, Tynset kommune, de tre første årene etter regulering. (LFI-64). 35 s.
- 1986-1 Arnekleiv, J.V. Ungfiskundersøkelser i øvre deler av Stjørdalsvassdraget i 1985. (LFI-65). 29 s.
- 2 Langeland, A., Koksvik, J.I. & Nydal, J. Reguleringer og utsetting av Mysis relicta i Selbusjøen - virkninger på zooplankton og fisk. (LFI-66). 72 s.
- 3 Arnekleiv, J.V. & Koksvik, J.I. Fisk, zooplankton og Mysis relicta i Bangsjøene 1983-1985. (LFI-67). 23 s.
- VITENSKAPSMUSEET, RAPPORT ZOOLOGISK SERIE
- 1987-1 Jensen, J.W. Faunaen i Rusasetvatn etter at vanndybden ble redusert fra 1,3 til 0,3 m. 20 s.
- 2 Strømgren, T., Bremdal, S., Bongard, T. & Nielsen, M.V. Forsøksdrift med blåskjell i Fosen 1985-1986. 42 s.
- 3 Arnekleiv, J.V. & Nøst, T. Fiskeribiologiske undersøkelser i Homlavassdraget, Sør-Trøndelag, 1985 og 1986. (LFI-68). 32 s.
- 4 Koksvik, J.I. Studier av ørretbestanden i Innerdalsvatnet de fem første årene etter regulering. (LFI-69). 22 s.
- 1988-1 Bongard, T. & Arnekleiv, J.V. Ferskvannsekologiske undersøkelser og vurderinger av Sedalsvatnet, Møre og Romsdal 1987. (LFI-70). 25 s.
- 2 Cyvin, J. & Frafjord, K. Sylaneområdet - bruken og virkninger av bruken. 54 s.
- 3 Koksvik, J.I. & Arnekleiv, J.V. Zooplankton, Mysis relicta og fisk i Snåsavatn 1984-87. (LFI-71). 50 s.
- 4 Arnekleiv, J.V. & Nydal, J. Fiskeribiologiske undersøkelser i Nordelva-vassdraget, Sør-Trøndelag, med konsekvensvurdering av planlagt vannkraftutbygging. (LFI-73). 57 s.
- 5 Arnekleiv, J.V., Bongard, T. & Koksvik, J.I. Resipientforhold, vannkvalitet og ferskvannsinvertebrater i Nordelva-vassdraget, Fosen, Sør-Trøndelag. (LFI-74). 45 s.
- 1989-1 Haug, A. Phyto- og planktonundersøkelser i Granaavatn, Nord-Trøndelag 1988. 18 s.
- 2 Bongard, T. & Koksvik, J.I. Lokal forurensning i Nidelva og en del tilløpsbekker vurdert på grunnlag av bunnfaunaen. (LFI-75). 20 s.
- 3 Dolmen, D. Ferskvannsbioologiske og hydrografiske undersøkelser av 20 vassdrag i Møre og Romsdal 1988, Verneplan IV. (LFI-78). 105 s.
- 1990-1 Eggan, G. Lake i Selbusjøen. Ernæring og bestandsvariabler i 1988 og 1982/83. (LFI-76). 21 s.
- 2 Dolmen, D. & Arnekleiv, J.V. En zoologisk befarings av karstområder og grottesystemer i Grane og Rana kommuner, Nordland. (LFI-77). 43 s.
- 3 Olsvik, H., Kvifte, G. & Dolmen, D. Utbredelse og vernestatus for øyestikkere på sør- og østlandet, med hovedvekt på forsurnings- og jordbruksområdene. (LFI-79). 71 s.
- 4 Koksvik, J.I., Arnekleiv, J.V. & Winge, K. Undersøkelser av bunnfauna og fisk i forbindelse med kanalisering av Sokna ved Støren i Sør-Trøndelag. (LFI-80). 30 s.
- 5 Koksvik, J.I., Arnekleiv, J.V., Haug, A. & Jensen, J.W. Verneplan IV. Ferskvannsbioologiske undersøkelser og vurdering av 21 vassdrag i Nordland. 98 s.
- 6 Dolmen, D. Ferskvannsbioologiske og hydrografiske undersøkelser av Verneplan IV-vassdrag i Trøndelag 1989. (LFI-81). 72 s.
- 7 Bongard, T., Arnekleiv, J.V. & Solem, J.O. Bunn-dyr og fisk i Rotla før og etter regulering. I. Situasjonen før regulering. (LFI-82). 30 s.
- 1991-1 Johnsen, B.O., Koksvik, J.I., Jensen, A.J. & Håker, M. Alternativ produksjon av laksesmolt basert på yngelutsetting i elv. Bunn-dyr og fisk i Litjvasselva, Vefsnassdraget. 48 s.
- 2 Arnekleiv, J.V., Hellesnes, I., Jensen, A. & Lindstrøm, E.A. Vannkvalitet, begroing og bunn-dyr i Nea 1988 og 1989. Del I. Forholdene før regulering, uten Nedre Nea kraftverk. (LFI-83). 53 s.
- 3 Dolmen, D. & Strand, L.Å. Evjer og dammer langs Glomma (Hedmark) og Gaula (Sør-Trøndelag). En zoologisk undersøkelse over status og verneverdi, med hovedvekt på Tjønnområdet, Tynset. (LFI-84). 23 s.

- 4 Jensen, J.W. Fiskebestandene i Langvatn og Raudvassåga, et brepåvirket vannsystem. 19 s.

- 1992-1 Arnekleiv, J.V. Fiskebestanden i Nedre Nea 1987-90 og vurdering av skadevirkninger av Nedre Nea kraftverk. (LFI-85). 41 s.

- 1993-1 Jensen, A.J., Koksvik, J.I., Jensen, J.W., Jensås, J.G., Johnsen, B.O., Møkkelgjerd, P.I. & Winge, K. Stor-Glomfjordutbyggingen i Nordland: Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Beiarelva før utbygging (1989-92). 48 s.
- 2 Thingstad, P.G. Ornitologiske etterundersøkelser ved Nerskogmagasinet, Rennebu kommune. Sammendrag av prosjektarbeidet 1989-92. 56 s.
- 3 Thingstad, P.G. Ornitologisk arts mangfold og verifisering av nøkkelfaktorer for fuglelivet i ulike skoghabitater innen Trondheim Bymark. 37 s.
- 4 Jensen, J.W. Fiskebestandene i Essand-Nesjø magasinene etter 22 år. 19 s.

- 1994-1 Koksvik, J.I. Økologisk tilstandsrapport med hovedvekt på relasjoner mellom plankton og røye i Leksdalsvatn 1993. 28 s.
- 2 Haug, A. & Arnekleiv, J.V. Ferskvannsbiologiske undersøkelser i Meltingvatnet, Nord-Trøndelag, fire og fem år etter regulering. (LFI-86). 31 s.
- 3 Thingstad, P.G. Konesjonsundersøkelser av fugler og pattedyr i forbindelse med planer om overføring av Nesåa til Tunnsjøen/Tunnsjødalen. 49 s.
- 4 Tømmeraas, P.J. Konsekvensundersøkelser på rov-fugl og kråkefugl 1982-93 i forbindelse med kraftutbyggingen i Alta-Kautokeinovassdraget. 42 s.
- 5 Strand, L.Å. Amfibier i østre deler av Trøndelag. Beskrivelser av ynglebiotopene og utvelgelse av undervisningsdammer. (LFI-87). 39 s.
- 6 Dolmen, D. Biologiske undersøkelser i Tvedalen-området, Larvik: Ferskvannsfauna, amfibier og reptiler. (LFI-88). 29 s.
- 7 Arnekleiv, J.V., Koksvik, J.I., Hvidsten, N.A. & Jensen, A.J. Virkninger av Bratsbergreguleringen (Bratsberg kraftverk) på bunndyr og fisk i Nidelva, Trondheim (1982-1986). (LFI-89). 56 s.
- 8 Thingstad, P.G., Hokstad, S., Frengen, O. & Strømgren, T. Vannfugl og marin bunndyrfauna i Ramsarområdet på Tautra, Nord-Trøndelag. Konsekvenser av steinmoloen over svaet.
- 9 Bongard, T., Arnekleiv, J.V. & Solem, J.O. Bunndyr og fisk i Rotla før og etter regulering. II. Etter regulering. (LFI-90). 29 s.

- 1995-1 Arnekleiv, J.V. & Haug, A. Ferskvannsbiologiske forundersøkelser i Nesåavassdraget og Grøndals-elva m.v., Nord-Trøndelag, i forbindelse med planlagt vannkraftutbygging. (LFI-91). 67 s.
- 2 Dolmen, D. Habitatvalg og forandringer av øyentstikkerfaunaen i et sørlandsområde, som følge av sur nedbør, landbruk og kalkning. (LFI-92). 86 s.



ISBN 82-7126-878-3
ISSN 0802-0833