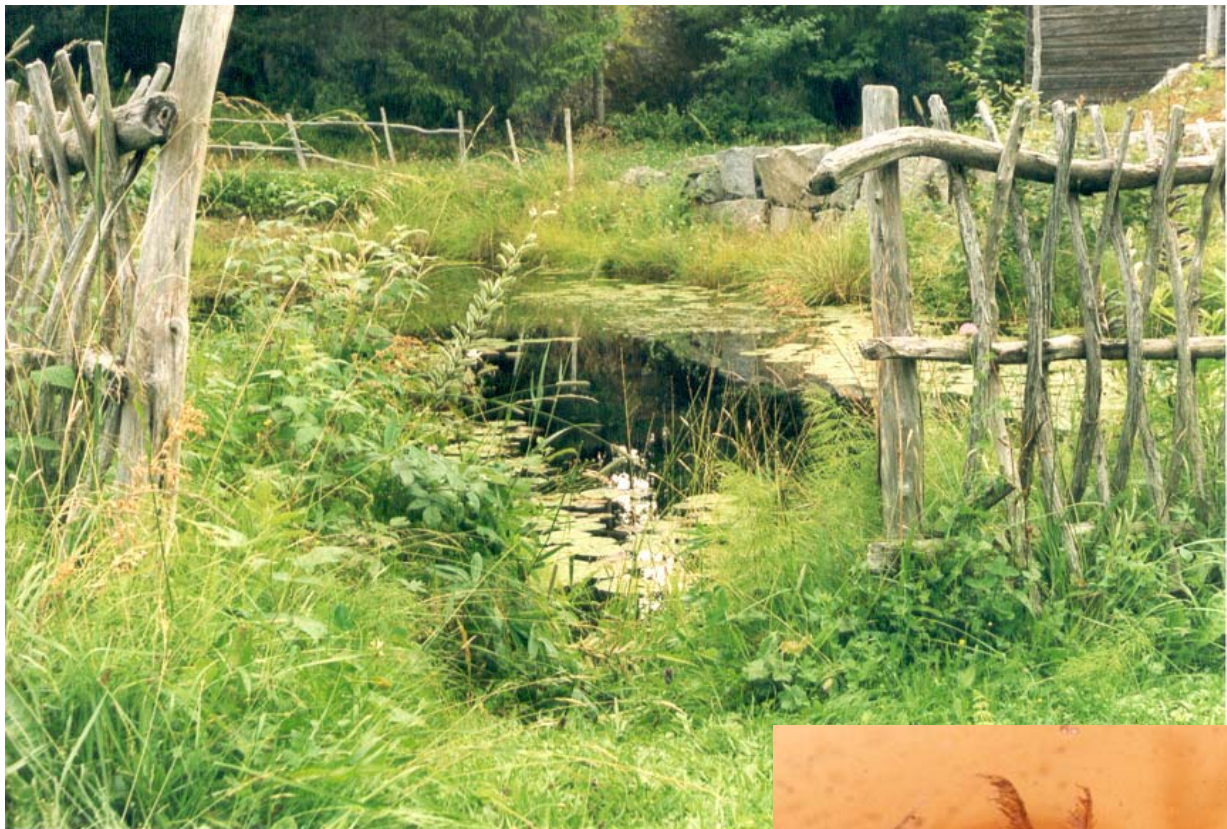


Makroinvertebrater, amfibier og fisk i dammer i kulturlandskapet i Akershus og Østfold

Macroinvertebrates, fish and amphibians in ponds in the cultural landscape in
Akershus and Østfold counties, Norway



Hovedfagsoppgave i akvatisk økologi – Cand. scient.
Institutt for Biologi og Naturforvaltning
Norges Landbrukshøgskole – 2003

Torbjørn Koch

Forord

Dette er en 20-vektalls hovedfagsoppgave utført ved Institutt for Biologi og Naturforvaltning ved Norges Landbrukshøgskole, gjennom et samarbeid med Norsk Institutt for Jord- og Skogkartlegging og Universitetet i Oslo. Arbeidet er gjennomført med midler fra Norges Forskningsråd.

Utgangspunktet for oppgaven var min stadig stigende interesse og nysgjerrighet omkring vannlevende insekter. I løpet av prosessen viste det seg derimot at det var amfibiene som ga meg størst inspirasjon, og det er ingen tvil om at herpetologi etter dette står mitt hjerte svært nær.

Jeg vil aller først takke mine veiledere for god hjelp og nyttige innspill. John Brittain, min hovedveileder, har vært en god ressurs med sin store kunnskap og erfaring om både den teoretiske og praktiske gjennomføringen av oppgaven. Biveileder, Wenche Dramstad, har tidvis vært til stor inspirasjon grunnet hennes brennende engasjement for prosjektet.

Takk til Gunnar Engan ved NIJOS, ved at han hjalp meg med utvelgelse og identifisering av dammer, og til Grethe Bloch ved IJVF for hjelp med vannanalyser. Takk også til Eline Hågvar og Tone Granerud for lån av utstyr på entomologilaben, og for deres alltid smittende gode humør.

Et knippe mennesker har hjulpet meg med artsbestemmelse. Takk til Sigmund Hågvar for hjelp til bestemmelse av buksvømmere, og takk for lånet av god litteratur og privat tegesamling. Jeg fikk også nytte godt av Ole Wiggo Røstads store kunnskap om vannkalver ved at han stod for artsbestemmelsen av en del av dem – tusen takk! Dessuten vil jeg få takke Jan Økland for hjelp til artsbestemmelse av snegler, og gode tips om litteratur. Dag Dolmen ved Vitenskapsmuseet ved NTNU har også vært til uvurderlig hjelp og en betydelig inspirasjonskilde. Takk for hjelpen med artsbestemmelse av teger og amfibier. Hans grenseløse interesse og smittende nysgjerrighet særlig for amfibier, og hans utrolige pedagogiske evner, har vært et privilegium å få oppleve!

Takk til de imøtekommende og interesserte grunneierne for at de ga tillatelse til undersøkelser, og utfyllende opplysninger om dammene. En annen som skal ha takk er min lesesalnabo og kaffepause-makker Asbjørn Hov. Han er en inspirasjonskilde av rang, dessuten hjalp han meg mye særlig med ordinasjonene. Det var godt å ha han foran i løypa. Takk skal du ha og lykke til videre!

Og så er det enkelte mennesker som aldri slutter å inspirere, glede og hjelpe meg. Tusen hjertelig takk til min far og søster for at de leste korrektur med ”lupe og slaktekniv”. De brukte mye tid på å hjelpe meg i slutfasen, og jeg er evig takknemlig for det. Jeg vil takke familien min også for at de gjennom alle år gjorde meg nysgjerrig og interessert i alt det spennende naturen har å by på. Og dessuten; takk til min lille niese Ingrid som alltid får meg til å se lyst på tilværelsen. Jeg lover deg at du kommer til å få se onkel Toe mer nå etter at denne oppgaven har gått i trykken!

Til slutt vil jeg takke min samboer Ingvild. At vi har skrevet hovedoppgave samtidig har vært både en utfordring og en støtte. Det har vært godt å dele frustrasjoner og gleder med nettopp deg!

Ås, 12/8-03

Torbjørn Koch

Forsidebilder: Dammen på Hyllibråten og larve av stor salamander.
Alle fotos er ved T. Koch.

INNHold

SAMMENDRAG	4
SUMMARY	6
1 INNLEDNING	8
2 OMRÅDE- OG LOKALITETSBESKRIVELSE	11
2.1 Dammer i Ås kommune	12
2.2 Dammer i Ski kommune	16
2.3 Dammer i Vestby kommune.....	17
2.4 Dammer i Spydeberg kommune	19
2.5 Dammer i Hobøl kommune	20
2.6 Dammer i Eidsberg kommune	20
2.7 Dammer i Våler kommune	22
2.8 Dammer i Rakkestad kommune	23
2.9 Dammer i Råde kommune.....	24
2.10 Dammer i Fredrikstad kommune	25
3 MATERIALE OG METODER.....	30
3.1 Utvalg av gårdsdammer.....	30
3.2 Materiale	30
3.3 Metoder	30
3.3.1 Vannprøver.....	30
3.3.2 Håvprøver i vann.....	31
3.3.3 Håvslag etter flygende insekter	33
3.3.4 Egenskaper ved dammene	33
3.3.5 Øvrige opplysninger om gårdsdammene.....	33
3.3.6 Statistiske analyser	34
3.3.7 Artsbestemmelse	39
4 RESULTATER	40
4.1 Fysiske og kjemiske variabler	40
4.1.1 Vanntemperatur	40
4.1.2 Surhetsgrad.....	41
4.1.3 Ledningsevne	42
4.1.4 Vannfarge	43
4.1.5 Turbiditet.....	44
4.1.6 Nitratkonsentrasjon	45
4.1.7 Fosfatkonsentrasjon.....	46
4.2 Ferskvannsfauna	47
4.2.1 Lokalitetene – kjemi og fauna.....	51
4.2.2 Artsmangfold.....	56

4.3	Sammenlikning mellom dammene.....	61
4.3.1	DCA-ordinasjoner (Detrended Correspondence Analysis).....	61
4.3.2	CCA-ordinasjoner (Canonical Correspondence Analysis)	70
4.3.3	Simpsons diversitetsindeks	76
5	DISKUSJON	78
5.1	Metoder	78
5.2	Vannkvalitet.....	79
5.3	Biologisk mangfold	80
5.4	Tolkning av ordinasjonsanalyser	103
5.5	Tolkning av diversitet	106
5.6	Avgjørende faktorer for artsmangfoldet.....	108
5.7	Verneverdi og skjøtsel.....	111
5.8	Oppsummering og konklusjon	115
6	REFERANSER	117

VEDLEGG

SAMMENDRAG

Store forandringer de siste tiårene har gjort kulturlandskapet mer homogent. Det moderne jordbruket har ført til oppdyrking av større områder, planering, grøfting og sterk reduksjon i antall åpne vannspeil, noe som har ført til at biotopen gårdsdam er blitt sjelden i Norge. Dette har foregått uten at en har visst særlig mye om hva slags dyreliv dammene huser. De aller siste årene har det imidlertid blitt mer fokus på bevaring av dammer i kulturlandskapet og etablering av nye, blant annet ved å anlegge fangdammer for å redusere den forurensende avrenningen fra dyrkede områder ut i vassdragene.

Nitten dammer i kulturlandskapet i Akershus og Østfold, fra 20 til 1000 m² i areal, er undersøkt med hensyn på vannkvalitet og et utvalg organismegrupper. De kjemiske målingene viste at dammene i varierende grad var påvirket av omkringliggende dyrkede arealer, og mens dammer som lå i tilknytning skog var de minst belastede, var tundammene mest belastet. Totalt 62 arter snegler, storkreps, døgnfluer, øyestikkere, teger, biller, amfibier og fisk ble registrert, hvorav flere finnes i den nasjonale rødlista for truede arter. I tillegg ble muslinger, igler, mudderfluer, vårfluer og sommerfugler registrert, men ikke artsbestemt.

Gårdsdammene representerte svært forskjellige habitater, og viste stor spredning i arts-sammensetning. Gjennom ordinasjon (Detrended Correspondence Analysis (DCA) og Canonical Correspondence Analysis (CCA)) forklarte kvantitative artslister betydelig større andel av variasjonen i datagrunnlaget enn kvalitative artslister. Samfunnsstruktur er altså lettere å analysere ved å inkludere tetthetsdata i ordinasjonsanalyser, framfor bare å basere seg på artenes forekomst eller fravær. Gjennom ordinasjon og Spearman Rank Order Correlation, viste det seg at artsfordelingen ble styrt av særlig ledningsevne, pH, fosfat- og nitratkonsentrasjon, samt fysiske faktorer som avstand til nærmeste dam og antall dammer i nærområdet.

Gjennom uparet t-test viste noen øyestikkere signifikant preferanse for dypere dammer (*Lestes sponsa*), lav ledningsevne (*Cordulia aenea* og *Libellula depressa*), lav humøsitet (*L. depressa*) og lav fosfatkonsentrasjon (*Sympetrum danae*). Stor salamander (*Triturus cristatus*) viste preferanse for både lav humøsitet, lav fosfatkonsentrasjon og dypere dammer, og vanlig frosk (*Rana temporaria*) viste preferanse for lav ledningsevne.

Analyser med Spearman Rank Order Correlation mellom Simpson's diversitetsindeks og miljøparametere viste at høy fosfatkonsentrasjon førte til lav diversitet. Dessuten hadde de dypeste dammene høyere diversitet enn de grunne. De grunne, tørkeutsatte dammene viste seg derimot gjennom ordinasjon å ha særegen artssammensetning, noe som tyder på at det i temporære dammer kan leve arter som er godt tilpasset denne habitattypen. Dette understreker at også svært grunne dammer kan ha høy bevaringsverdi. Tilstedeværelse av karpefisk i en del av dammene påvirket den øvrige faunaen sterkt negativt, med hensyn på diversitet. Skogdammene hadde generelt høyest diversitet.

Det var stedvis betydelig forekomst av amfibier, deriblant rødlisteartene stor (*T. cristatus*) og liten (*T. vulgaris*) salamander, og betydningen av gårdsdammer som kilde til biologisk mangfold er derfor åpenbar. Samtlige lokaliteter ble vurdert som bevaringsverdige, hvorav seks, ut fra diversitet, sjeldenhet og estetisk verdi, ble angitt som spesielt verneverdige. For å bevare dyrelivet som er tilknyttet gårdsdammer, er det viktig at dammene som bevares er ulike, både med tanke på suksesjonsstadiet, dybde, produktivitet m.m., og at det vises forsiktighet med utsetting av fisk. Det foreslås en generell bevaring av gårdsdammer, og oppfordring om bevaring overfor grunneierne, etter flerbruksprinsippet.

Emneord: Kulturlandskap – Gårdsdammer – Damfauna – Diversitet – Sjeldne arter – Forvaltning

SUMMARY

Through great changes during the last decades, the landscape of the countryside has become more homogenous. Modern agricultural practice has resulted in larger cultivated areas, while filling in and draining has reduced number of open freshwater localities. This has made agricultural ponds rare in Norway. However, there is little detailed knowledge on pond fauna. In recent years, conservation of agricultural ponds, and constructing new ones, has come in to focus, for example by establishment of constructed wetlands to purify agricultural runoff.

Nineteen ponds in the cultivated landscape of Akershus and Østfold counties, from 20 to 1000 m² in size, have been studied, with regard to water quality and selected faunal groups. The chemical measurements showed that the surrounding cultivated areas influenced the ponds to varying degrees. Ponds associated with woodlands were the least affected by agricultural runoff, while the farm ponds were most affected. 62 species of snails, isopods, mayflies, dragonflies, bugs, beetles, amphibians and fish were found, several of them on the Norwegian Red List of endangered species. Mussels, leeches, alder flies, caddis flies and moths were also recorded.

The ponds represented very different habitats, and varied considerably according to the species assemblage. In ordination (Detrended Correspondence Analysis (DCA) and Canonical Correspondence Analysis (CCA)) the quantitative species list had greater explanatory value for the variation in the species assemblage, than the qualitative species list. When analysing the differences in species assemblage, including the total number of individuals is evidently a better way to do it than just including species absence or presence. Combination of ordination and Spearman Rank Order Correlation showed that the species assemblage was strong affected by conductivity, pH, and phosphate and nitrate concentrations, together with physical factors such as distance to the nearest pond and the number of ponds in the immediate area.

Through unpaired t-test some dragonflies showed significant preference for environmental parameters as depth (*Lestes sponsa*), low conductivity (*Cordulia aenea*, *Libellula depressa*), low water colour (*L. depressa*) and phosphate concentration (*Sympetrum danae*). Great crested newt (*Triturus cristatus*) showed preference for low water colour, low phosphate

concentrations and deeper ponds, and common frog (*Rana temporaria*) showed preference for low conductivity.

Spearman Rank Order Correlation between Simpson's diversity index and environmental parameters showed that high values of phosphate reduced diversity. In addition, the deepest ponds had greater diversity than the shallow ones. The two shallowest ponds, in danger of drying out, supported species assemblages that clearly differed from those of permanent ponds, indicating that the species living in temporary ponds are strongly adapted to these harsh environments. It is clear that also the shallowest ponds have considerable conservation importance. Presence of cyprinid fish in some of the ponds had strong negative influence on faunal diversity. Forest ponds had the highest diversity.

Amphibians were widespread, including the redlisted great crested newt (*T. cristatus*) and smooth newt (*T. vulgaris*), and the importance of these ponds in the conservation of biodiversity is therefore obvious. All the ponds have been evaluated as worthy of conservation; six ponds, however, are considered especially valuable based on the diversity and rarity of the fauna and esthetical value. For the conservation it is important to protect ponds with a range of successional states, depths, productivity, etc, and to be restrictive with stocking of fish. It is suggested to encouraging landowners to conserve their ponds, in accordance with the principle of multiple use.

Key words: Cultural landscape – Ponds – Fauna – Diversity – Rare species – Management

1 INNLEDNING

Landskapet tilknyttet jordbruket endrer seg i takt med utviklingen ellers i samfunnet. Driftsformer har forandret seg og kulturlandskapet rundt gårdene likeledes. For å kunne måle hvordan landskapet tilknyttet jordbruket endrer seg over tid, har Norsk Institutt for Jord og Skogkartlegging (NIJOS) fått ansvaret for å gjennomføre et overvåkningsprosjekt som er et samarbeid mellom Landbruksdepartementet, Miljøverndepartementet, Norges bondelag og Norsk bonde- og småbrukarlag. Programmet har navnet 3Q (basert på det fulle navnet **Tilstandsovervåking og Resultatkontroll i jordbrukets Kulturlandskap**) og har tre hovedmål: 1. Øke sikkerheten for at miljømål nås og dokumentere effekten av miljøinnsatsen innen jordbruket, 2. Styrke beslutningsgrunnlaget for fastsetting av nye miljømål og 3. Sammenlikne utviklingen i Norge med utviklingen i andre land. Biologisk mangfold er ett av de fire overordnede interesseområdene, hvorav studier av gårdsdammer derfor er av stor betydning. Prosjektet "Agricultural landscape change – effects on the species diversity of vascular plants" har som mål å finne indikatorer for biologisk mangfold, til bruk i 3Q. Denne hovedoppgaven er tilknyttet dette prosjektet, og er et samarbeid mellom NIJOS, Norges Landbrukshøgskole og Universitetet i Oslo om en hovedoppgave ved Norges Landbrukshøgskole.

I løpet av de siste tiårene har det skjedd en betydelig reduksjon i antall små dammer særlig i kulturlandskapet, både i Norge og i resten av Europa. Da brønnloven kom i 1957 med påbud om sikring av dammer, fant mange grunneiere det enklere å fylle igjen dammene. Det har også i løpet av disse årene skjedd en betydelig omlegging i jordbruket fra flerbruk til ensidig monokultur, og dette har redusert behovet for eget vannreservoar for husdyr, samtidig med sammenslåing av dyrkede arealer og fjerning av kantsoner, samt tilkobling til vannforsyning fra vannverk. De tidligere så viktige dammene har derfor blitt overflødige. I tillegg til alt dette har dammer i kulturlandskapet ofte blitt benyttet som deponi for land- og skogbruksavfall m.m, noe som raskt har forringet og ødelagt dammer som habitat. Dette mønsteret ser vi også i resten av Europa (Beebe 1977, 1981, 1996a, 1996b; Olsvik *et al.* 1990; Dolmen *et al.* 1991; Dolmen 1992, 1995; Økland & Økland 1992; Biggs *et al.* 1994; Bolghaug & Dolmen 1996; Brönmark & Hansson 1998; Hodge & McNally 2000; Dolmen & Aagaard 2003).

Biologisk mangfold dekker hele den biologiske variasjonsbredden i naturen og er satt sammen av mangfold av økosystemer, arter og det genetiske mangfoldet (Sabima 1997). For å ta vare på det biologiske mangfoldet er det derfor viktig å ta vare på både arter og habitatene de lever i. Dammer, blant annet i kulturlandskapet, spiller en viktig rolle for det biologiske mangfoldet og bevaring av biodiversiteten, ved at disse naturtypene hører til våre mest variasjons- og artsrike og ved at mange arter bare finnes i slike små vannforekomster (Edelstam *et al.* 1994; Collinson *et al.* 1995; Oertli *et al.* 2002). Til tross for dette er dammer og småtjern blitt lite studert, noe som blant annet kan sees ved at vernestatusen (rødlista) til en del damlevende organismer høyst trolig er overestimert (Dolmen 1992).

Sammen med trusler som forsurening, eutrofiering, saprobiering og annen forurensning har reduksjonen i antall, og forringelsen av små vannforekomster ført til at en del arter tilknyttet disse habitatene har blitt sjeldne eller forsvunnet helt fra deler av sine utbredelsesområder. En sentral organismegruppe for denne typen vannforekomster er amfibier, som globalt sett er en av de mest truede vertebratgrupper (Griffiths & Beebee 1992). Øyestikkere er også en gruppe som er tilknyttet små til dels fisketomme vannforekomster og som også stedvis i betydelig grad er i ferd med å lide samme skjebne som amfibiene (Bolghaug & Dolmen 1996). Dessuten er tørrlegging og gjenfylling av ulike typer våtmark angitt som en av de sterkeste truslene også mot både terrestriske og akvatiske teger (Ødegaard & Coulianos 1998). Dolmen *et al.* (1991) konkluderte med, i sin undersøkelse av dammer i kulturlandskapet på Romerike, at selv om noen dammer utmerket seg, var alle de undersøkte dammene bevaringsverdige, og burde derfor ideelt sett bli bevart og skjødslet med hensyn til deres økologiske betydning og som landskapselement.

Dammer og små tjern er viktige elementer i kulturlandskapet, både økologisk, estetisk, pedagogisk og trivselsmessig. Det er derfor mange grunner til at det er ønskelig å bevare de lokalitetene som fortsatt finnes, og eventuelt restaurere allerede ødelagte lokaliteter. Naturvernmyndighetene i Norge har forsøkt å stanse den negative utviklingen. For å forhindre videre reduksjon i antall små dammer kan det graves nye dammer, samt restaureres gamle, og å holde dem i forskjellige suksjonsstadier for at de skal kunne representere gode habitater for et så bredt spekter av organismer som mulig (Biggs *et al.* 1994; Collinson *et al.* 1995). I England har det de aller siste årene flere steder blitt gravd ut flere dammer, noe som har ført til stedvis rask kolonisering av blant annet enkelte amfibiearter (Beebee 1996b). Flere norske

undersøkelser fra fangdammer på Østlandet har også vist at mange invertebrater har en god evne til å kolonisere nye habitater (Bang 1999; Stokker *et al.* 1999; Ekeberg 2000; Hov 2003).

En del arter, både av invertebrater og vertebrater, når i Norge den nordlige grensa for sitt utbredelsesområde. Ved at de her lever i et suboptimalt miljø, kan reproduksjon, populasjonsstørrelse og spredningspotensial være relativt ustabilt, noe som er vist for enkelte øyenstikkerarter i Trøndelag (Dolmen & Refsaas 1987), men kanskje særlig for amfibiene (Dag Dolmen, pers. medd.). Dette gir oss et spesielt ansvar når det gjelder bevaring av disse artene, og gjør det spesielt interessant å øke kunnskapen om disse dyregruppene i Norge.

For å kunne forvalte dammer slik at de forblir gode leveområder for et så stort mangfold som mulig, er det viktig å øke forståelsen av hvilke faktorer ved habitatene som er avgjørende for mangfoldet. Å undersøke de damlevende organismenes forhold til kjemiske og fysiske faktorer ved dammene er derfor en forutsetning for å kunne forstå mønstre i utbredelse og økologi. Dolmen (1992) hevdet at vannkvalitetsendringer i dammene over flere år kan ha betydning for utvikling og sammensetning av faunaen i en lokalitet, og at en ellers kan tenke seg at for eksempel dammens alder kan spille en avgjørende rolle for hvilket dyreliv som finnes der.

Med denne oppgaven ønsker jeg å belyse:

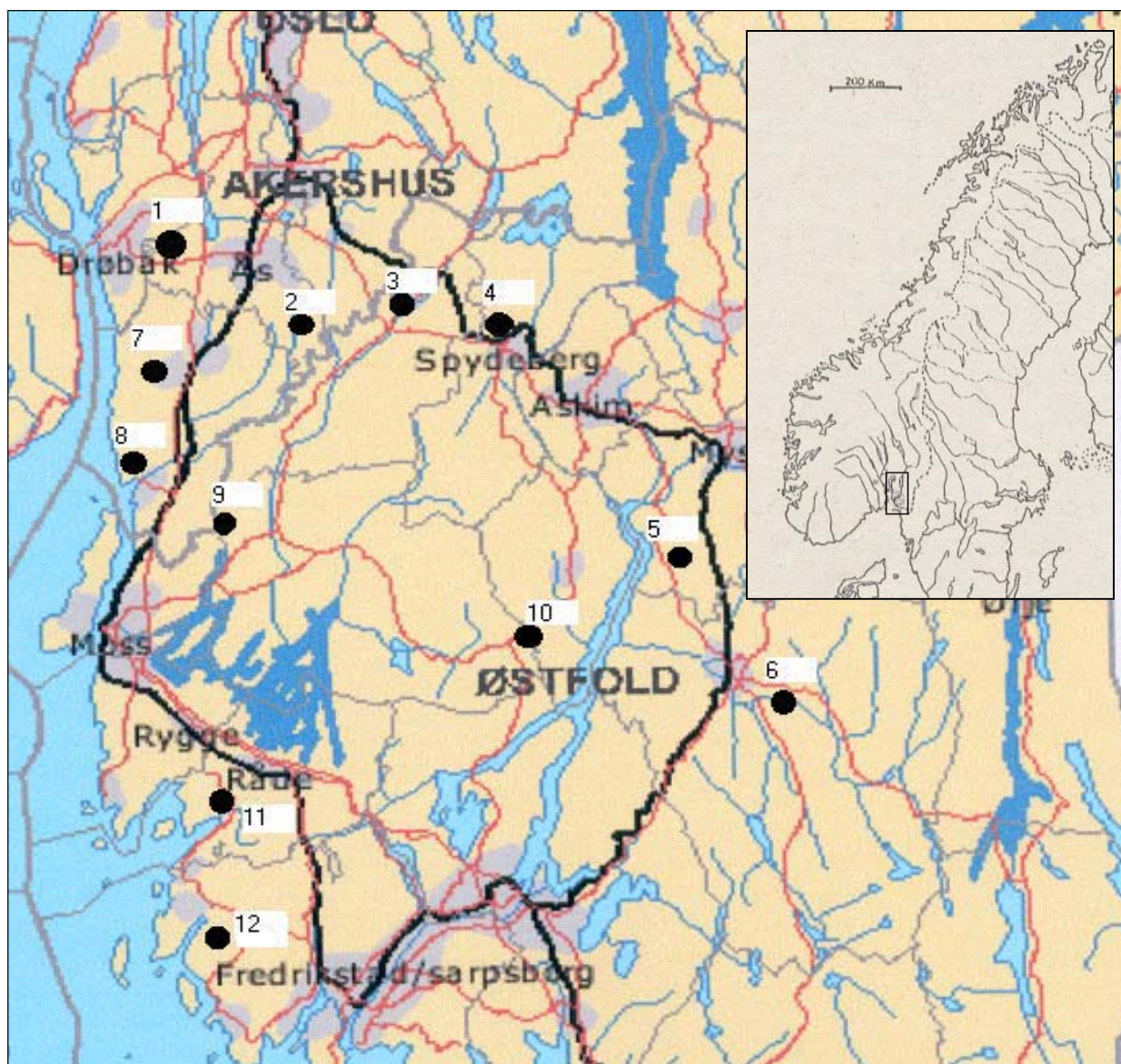
- 1) I hvilken grad gårdsdammer representerer viktige habitater med hensyn på bevaringen av det biologiske mangfoldet.
- 2) Hvilke kjemiske og fysiske egenskaper ved dammene som er avgjørende for faunasammensetningen.
- 3) I hvilken grad gårdsdammer er bevaringsverdige, og bør beskyttes mot inngrep som forringer kvaliteten av dammene som habitat.
- 4) Hvilke faktorer som er avgjørende for god skjøtsel av dammene og deres biologiske mangfold.

2 OMRÅDE- OG LOKALITETSBESKRIVELSE

Alle de 19 lokalitetene som ble undersøkt i denne oppgaven ligger i Akershus og Østfold fylker, innenfor et område som dekkes av Statens Kartverks kartbladserie M711: 1814 II Drøbak, 1913 I Sarpsborg, 1913 IV Vannsjø og 1914 III Ski (se tabell 2.1 for kartreferanse). Den geografiske plasseringen av dammene er vist i figur 2.1. Alle lokalitetene ligger nord for Raet, med unntak av Meum og Elingård. Raet er et system av morenerygger, dannet ved fremstøt av ismassene i kaldere perioder under avsmeltingen etter den siste istiden. Videre beskrivelse av løsmassene ved de ulike lokalitetene er hentet fra kvartærgeologiske kart fra Norges Geologiske Undersøkelse. Berggrunnen i hele området består av prekambriske grunnfjellsbergarter av gneis og granitt (Norges Geologiske Undersøkelse 2002).

Alle lokalitetene ligger i direkte eller nær tilknytning til kulturlandskap. Med hensyn til bruken av området umiddelbart inntil dammene, er de delt inn i tre kategorier; skog-, eng- og tundammer. Dammene i kategorien skogdammer har mer enn halvparten av strandlinjen i skog. Disse dammene kan også sies å ha et visst myrpreg. Videre er de relativt lite påvirket av menneskelig aktivitet ved at de ligger nokså avskjermet fra dyrkede områder. Betegnelsen engdam er gitt der hvor dammen ligger i villeng. Innenfor denne kategorien er det stor variasjon, men felles for alle lokalitetene er at de ligger åpent, i nær tilknytning til dyrket mark og har derfor tilsig fra områder som er påvirket av menneskelig aktivitet. Det er derimot ingen av dem som ligger i direkte kontakt med dyrket åker uten noen form for mellomliggende vegetasjonsbelte. Felles for engdammene er også at de har en viss grad av høy vegetasjon i området rundt lokaliteten. Dammene i kategorien tundammer ligger i en mer eller mindre opparbeidet hage eller på tun. Felles for disse er også at det er kun lav vegetasjon, slått eng eller plen rundt.

Vegetasjonen i dammene varierer mye. Noen av dammene har moderat forekomst av sumpplanter (helofytter), mens forekomsten av flytebladsplanter (nymfeider) og langskuddsplanter (elodeider) jevnt over er mer utbredt. Enkelte dammer har også stor bestand av flyteplanter (lemnider), som ved enkelte tilfeller dekket hele eller store deler av overflaten sommer og høst. Kortskuddsplanter (isoetider) ble også registrert. Denne økologiske inndelingen av vegetasjon er gjort etter Økland & Økland (1996b).



Figur 2.1. Beliggenheten av de undersøkte dammene; 1: Ekeberg og Skoftestad, 2: Sutterhol og Moer, 3: Mørksand, 4: Hyllibråten, 5: Svenke-Rånås, 6: Glenge, 7: N. Ugjestrød, 8: Arnestad, 9: Narvestad, 10: Øvre Bjerketvedt, 11: Meum og 12: Elingård.

2.1 Dammer i Ås kommune

Ekeberg

Dette er en engdam som ligger åpent til i dyrket åker, med et tynt belte av mellomliggende villeng, og den er sterkt soleksponert (figur 2.2). Dette er den dammen i undersøkelsen som ligger i nærmest tilknytning til dyrket mark. Området omfattes av vekslende dekke av hav- og fjordavsetninger og marine strandavsetninger med sand og grus av morenemateriale. Lokaliteten ligger mellom Ås- og Ski-trinnet av israndavsetningene (NGU 1990a). Arealet er ca 40 m², dybden er trolig om lag 3 meter. Det var rik vegetasjon både i og rundt dammen og den var godt dekket av andemat (*Lemna* sp.) i juli.



Figur 2.2. Lokalitet Ekeberg, 13.05.03.

Skoftestad – engdam

Dammen ligger åpent til i villeng og er sterkt soleksponert (figur 2.3). Den ligger midt på randmoreneryggen på Ås-trinnet, og morenematerialet er dekket av et tynt lag av marine strandavsetninger (NGU 1990a). Arealet er ca 100 m² og dybden omlag 3 meter. Den ble utgravd på midten av 1980-tallet, er ikke gjort noe mer med etter dette og brukes nå til vanning av omkringliggende åkrer. Det har trolig aldri vært fisk i dammen, men ender er innom på korte visitter. Hekking er aldri registrert. Det er en hesteinnhegning til dels helt inntil dammen. Vegetasjonen er rik både i og rundt dammen, med planter som vanlig tjønnaks (*Potamogeton natans*), bred dunkjevle (*Typha latifolia*) og andemat.



Fig 2.3. Lokalitet Skoftestad engdam, 28. mai 2002.

Skoftestad – skogdam

Dammen ligger i en tett skogholme midt i dyrket åker (figur 2.4). Her er det tynne hav- og fjordavsetninger av silt og leire, og grunnfjellet stikker flere steder opp i dagen i området (NGU 1990a). På østsiden av dammen stikker det opp en fjellknaus. Grunneieren oppga arealet til å være rundt 100 m², men det faktiske arealet er ca 300 m² og dybden trolig omlag 4 meter. Dammen ble utgravd i 1982, den er ikke gjort noe mer med etterpå og brukes nå til vanning. Det har trolig aldri vært fisk heller i denne dammen, men ender hekker jevnlig her. Løvskogen rundt dammen fører til at den er lite soleksponert. Det har vært problemer med avløpet flere ganger, og i forbindelse med utbedringer av dette har dammen blitt tappet, men aldri tømt fullstendig. Dammen har de siste 8-10 år fått være helt uforstyrret da den i denne perioden ikke har blitt brukt til vanning.



Fig 2.4 Lokalitet Skoftestad skogdam, 13.05.03.

Sutterhol

Dammen ligger inne på gårdstunet, med skog på sydsiden, og den er middels soleksponert (figur 2.5). Vegetasjonen rundt består delvis av opparbeidet plen og bringebær (*Rubus ideaus*)- og løvkratt, og dammen er plassert i kategorien tundammer. Løsmassene i området domineres av tynt humus- og torvdekke over berggrunnen (NGU 1990b). Grunneieren oppga arealet til å være rundt 1000 m², men det faktiske arealet er nok ca 500 m², og dybden omlag 2 meter. Dammen har usikker alder, den var der da den nåværende grunneieren kjøpte gården i 1941. Den er høyst trolig utgravd og har sin opprinnelse i et naturlig oppkomme i sydenden. Det er rik vegetasjon av vannplanter her, med blant annet nøkkeroser (*Nupher* sp. / *Nymphaea* sp.) og andemat. Dammen ble rensket med gravemaskin i ca 1975-80. Den brukes i dag til vann til husdyr og hagevanning. Grunneier opplyste at det er mort i dammen, men denne

undersøkelsen påviste bare store mengder karuss (*Carassius carassius*). For en del år siden ble det satt ut ørret her som overlevde to vintre i dammen. Ender som hekker på Moer (neste lokalitet) observeres ofte også her.



Figur 2.5. Lokalitet Sutterhol, 23. juli 2003.

Moer

Dammen ligger delvis i skog og delvis i åpen villeng, men har skog- og myrpreg, og er derfor plassert i kategorien skogdammer (figur 2.6). Den er middels til lite soleksponert. Som på Sutterhol domineres også her løsmassene av tynt humus- og torvdekke over berggrunnen (NGU 1990b). Arealet er i følge NIJOS 428 m² og dybden om lag 3 meter. Vegetasjonen rundt dammen er tett. Alderen på dammen er usikker, den var etablert da nåværende grunneier flyttet hit i 1958, og da var den halvparten av dagens størrelse. Dammen var antakelig brukt som drikkevann for gården, da det var innlagt vann fra dammen til hovedbygningen i 1958. På 60-tallet ble den gravd ut til slik den er i dag og den ble trolig rensset senere. Dammen er ikke i bruk nå. For 5- 6 år siden ble det satt ut ca 20 regnbueørret, men alle døde trolig i løpet av den første sommeren. Kvinand (*Bucephala clangula*) har hekket fast i 3 år og i 2001 var det også hekkende stokkand (*Anas platyrhynchos*) her. Grunneier har laget en kunstig flyteøy i dammen for å bedre forholdene for ender. I følge grunneier kan det ha rent overflatevann med hønsemøkk fra traktorhjul ut i dammen ved flere anledninger. Han bruker dammen til å fylle åkersprøyta, men søl fra dette renner i følge ham ikke ut i dammen. Han mener dessuten at eneste endring med dammen er at vannet er klarere nå enn før. Det er bare 300 meter mellom denne dammen og den på Sutterhol (se forrige lokalitet). En dam som er om lag fire ganger så stor, ligger omlag 100 meter unna. Den ble gravd større på 70-tallet og bygget om til

badedam, og hele bunnen og sidene er fjell eller betong. Den blir tømt og vasket hvert år. På 50- og 60-tallet var det karuss i denne dammen og den ble brukt til vann til husdyr og is-skjæring.



Fig. 2.6. Lokalitet Moer, 28. mai 2002.

2.2 Dammer i Ski kommune

Mørksand

Dammen ligger i villeng med dyrket åker rundt, og er derfor plassert i kategorien engdammer (figur 2.7). Det er skog nesten inntil på sydsiden og den er middels soleksponert. Løsmassene i området består av tynne, usammenhengende hav-, fjord- og strandavsetninger (NGU 1990b). Arealet er ca 30 m², dybden om lag 3 meter og vannet gir et nokså brunt visuelt inntrykk. Dammen ble gravd ut for ca 30 år siden, og utgravd ytterligere for ca 10 år siden. Innsiget kommer fra grøfter og fra nabogården. I dag brukes dammen til vanning og den har ikke vært tørrlagt de siste tre åra. Ender er innom, men hekker ikke, og det observeres mye elg og rådyr i og rundt dammen. Det foregår gjødsling og ugrassprøyting ca 1 meter fra dammen, men det brukes lite kunstgjødsel. Sauer beiter ca 30 meter fra dammen. Det er rik vegetasjon av vannplanter i og rundt dammen, blant annet gode bestander av bred dunkjevle, vanlig tjønnaks og piggknopp (*Sparganium* sp.) I følge grunneier har det de siste årene blitt tettere vegetasjon i dammen. Det har nok aldri vært fisk her. Grunneier har planer om å gjøre dammen 3 ganger større, og gjerde den inn. Tidligere lå det en stor dam ca 200 m vest for denne, men den ble fylt igjen for ca 10 år siden. På nabogården Vestre Rustad, ca 400 meter unna i sør-østlig retning, ligger det en stor dam på om lag 3500 m².



Fig 2.7. Lokalitet Mørksand, 23.07.02.

2.3 Dammer i Vestby kommune

Nordre Ugjestrød

Denne engdammen ligger åpent til i villeng på en holme på et dyrket jorde, og er middels til sterkt soleksponert (figur 2.10). Arealet er i følge NIJOS 96 m² og dybden trolig om lag 3 meter på det meste. Løsmassene i området består av et sammenhengende dekke av leireholdige hav- og fjordavsetninger, og akkurat rundt dammen er det torv- og myravsetninger med mye organisk materiale (NGU 1990b). Dammen er en gammel drikkevannskilde, trolig utgravd fordi det allerede var et naturlig oppkomme her. Dette fører til godt tilsig av vann, og den tørregges svært sjelden. Vegetasjonsbeltet rundt dammen er ca 1-4 meter bredt, og består av blant annet mye stornesle (*Urtica dioica*) og bringebær, samt vierbusker (*Salix* sp.) som henger ut over dammen. Etter at gården fikk grunnvannsbrønn i 1975 har dammen bare blitt brukt til vanning av omkringliggende åker, samt som drikkevannsreserve. I forbindelse med bruk av gjødsel og sprøytemidler på omkringliggende åker er det i følge grunneier sannsynlig at dammen har blitt påvirket av dette. Det er ca 15 år siden sist dammen ble rensket opp. Allerede tidlig i undersøkelsesperioden var det masse rester av råtnende plantemateriale, særlig fra omkringliggende viervegetasjon, på overflata. Dammen hadde et mørkt preg, med store mengder lite nedbrutt løvfall på bunnen. Etter lukten å dømme er det trolig oksygenmangel på det dypeste. Ender er observert noen ganger, men det er aldri registrert hekking.



Figur 2.10. Lokalitet Nordre Ugjestrød, 13.05.03

Arnestad

Dammen ligger i villeng inntil skog, og er regnet som en engdam (figur 2.11). Den ligger delvis i skygge fra skogen i vest, og er derfor kun middels soleksponert. Løsmassene består av siltige hav- og fjordavsetninger (NGU 1990a). Arealet er ca 100 m² og dybden er 1-2 meter. Den ble utgravd for ca 100 år siden og ble sist opprensket i 1975. Dammen er en gammel drikkevannskilde som ikke er i bruk i dag. Det har trolig aldri vært fisk her. I dammen er det tett vegetasjon av kortskuddsplanter på hele bunnen, samt en god bestand av tjønnaks (*Potamogeton* sp.) og litt andemat. Det er svært klart vann her og dammen gir generelt et rent inntrykk. I følge grunneier er det stadig ender innom, men de hekker sjelden. Rundt dammen er det delvis tett vegetasjon av bjørk- (*Betula* sp.) og vierkratt.



Figur 2.11. Lokalitet Arnestad, 13.05.03.

2.4 Dammer i Spydeberg kommune

Hyllibråten

Dammen ligger på tunet på gården, i åpen villeng, er middels til sterkt soleksponert, og er her regnet som en tundam (figur 2.8). Løsmassene i området består av tynt humus- og torvdekke over berggrunnen og stedvis tynne, usammenhengende hav-, fjord- og strandavsetninger (NGU 1990b). Arealet er ca 170 m² og dybden trolig omlag 3 meter på det dypeste. Dette er en gammel utgravd regnvannsbrønn med ukjent alder. Andre utgravning skjedde sannsynligvis på 1940-tallet. Siste utgravning skjedde i 1996-97 da dammen ble gjort dobbelt så stor. To av de opprinnelige kantene ble da. Fram til 1985 ble dammen brukt som drikkevannskilde. Etter 1985 er den ikke blitt brukt til noe spesielt. Det er ikke blitt brukt kunstgjødsel rundt dammen verken før (høyst trolig) eller nå og grunneier er forsiktig med slått langs kanten om sommeren. Det har trolig aldri vært fisk i dammen og det har heller ikke gått husdyr i tilknytning til den. Dreneringsvann fra to nabohus slippes rett uti dammen. Hvit nøkkerose (*Nymphaea alba*) ble en gang satt ut og er nå spredt utover hele dammen. Før opprenskningen og utvidelsen i 1996/97 var det nesten ikke synlig vannspeil utpå sommeren grunnet vannliljeblader. I følge grunneier har det de siste 2-3 åra blitt dårligere kvalitet på vannet, og grunnet vannliljene er det nødvendig med jevnlig opprenskninger. En låve ble satt opp nord for dammen i 1996 og for å sikre oppkjøringa til låven mot å skli ut ble det kjørt en del grov pukk ut i dammen (ca 10 m bredde). Fylkesmannens miljøvern avdeling i Østfold gjorde undersøkelser her i 1993-94, og det ble da funnet både liten salamander (*Triturus vulgaris*) og stor salamander (*Triturus cristatus*) (Bolghaug 1995).



Fig 2.8. Lokalitet Hyllibråten, 23. juli 2002.

2.5 Dammer i Hobøl kommune

Narvestad

Dette er en lite soleksponert skogdam med myrpreg, som ligger i tett gran- og løvskog (figur 2.9). Lokalteten ligger akkurat på grensen mellom løsmasser av tynt humus- og torvdekke og tynne, usammenhengende hav-, fjord- og strandavsetninger (NGU 1990b). Arealet er i følge NIJOS 702 m² og dybden er om lag 3½ meter på det dypeste. Det ligger en kornåker bare få meter unna, men dammen er atskilt fra denne med tett vegetasjon av løvtrær. Det er høy skog rundt hele dammen, så den ligger derfor svært skyggefullt. Det er tett sphagnum-vegetasjon i og rundt dammen. Dammen har vært gårdsbrønn, men det er lenge siden. Den er ikke i bruk nå. Nordover er det en stor dam på Bråte, ca 1 km unna. I følge grunneier hadde fylkesmannens miljøvernavdeling undersøkelser i dammen for 7-8 år siden, da det ble lett etter stor salamander, men bare liten salamander ble funnet (Lokaliteten er derimot ikke nevnt i Bolghaug (1995)).



Fig 2.9. Lokalitet Narvestad, 22. juli 2002.

2.6 Dammer i Eidsberg kommune

Svenke-Rånås

Begge dammene her ligger på løsmasser av tynne eller usammenhengende hav- fjord- og strandavsetninger (NGU 1984). I tillegg til de to dammene som er med i denne undersøkelsen, er det også en tredje dam på gården, ca 100 meter nord for disse. Det er tidligere registrert både liten og stor salamander på Rånås, om lag 1 km i sørlig retning (Bolghaug 1995).

Engdam

Dammen ligger åpent til i utkanten av gårdstunet og er sterkt soleksponert (figur 2.12). Den skiller seg fra de andre engdammene ved at den ligger i betydelig avstand fra dyrket mark. Likheten med engdammene er likevel større enn likheten med de andre damtypene, og den er derfor blitt plassert i denne kategorien. Arealet er i følge NIJOS 781 m² og dybden er om lag 2 meter. Rundt dammen er det blanding av bart fjell og tett løvskog i nord og vest, og eng og tun i sør og øst. Dammen har lite naturlig preg, med sandbunn og sandstrand. I selve dammen er det lite vegetasjon, med unntak av piggknopp. Det har tidligere vært abbor i dammen. Dammen er derimot rensket opp i etterpåk, samtidig som den i følge grunneier bunnfrøs for noen år siden. Den er derfor fisketom nå. I følge folket på gården finnes det både liten og stor salamander i alle tre dammene her (uten at sistnevnte art ble funnet i denne undersøkelsen). Alle dammene på Svenke-Rånås er gamle, og bare denne renses med jevne mellomrom.



Fig 2.12. Lokalitet Svenke-Rånås, engdam, 30. mai 2002.

Skogdam

Skogdammen på Svenke-Rånås ligger i tett løvskog ca 100 meter vest for dammen på tunet og er svært lite soleksponert (figur 2.13). Arealet er ca 250 m² og dybden trolig ikke mer enn ca 1.5-2 meter. Det er svært mye løvfall og rester av kvister og trær ute i dammen, og dette er tilsynelatende lite nedbrutt.



Fig 2.13. Lokalitet Svenke-Rånås skogdam, 30. mai 2002.

2.7 Dammer i Våler kommune

Øvre Bjerketvedt

Denne dammen skiller seg ut fra damtypene som er gitt i denne oppgaven. Den ligger åpent til på tunet, men er svært myrpreget, og skiller seg derfor mye fra de øvrige tundammene (figur 2.14). Den skiller seg også betraktelig fra de myrpregede skogdammene ved at den ligger i mye nærmere tilknytning til dyrket mark enn disse. Videre i oppgaven er denne dammen beskrevet som en engdam. Lokaliteten ligger på løsmasser av tynne eller usammenhengende hav- fjord- og strandavsetninger (NGU 1984). Arealet er ca 140 m² og dybden omlag 2 meter. Den ligger åpent til inntil kornåker og er sterkt soleksponert. Rundt dammen er det hengemyr, noe som gjorde undersøkelsene i dammen svært vanskelige. Dammen har i følge grunneier grodd en del igjen de siste årene. Den ble tidligere brukt til vann til kyr og til klesvask. Grunneier har planer om å renske opp i dammen, øke størrelsen og gjerde den inn. Han kunne også fortelle at det er observert mye salamander her tidligere, men at det nå er en del år siden.



Fig 2.14. Lokalitet Øvre Bjerketvedt, 29. mai 2002

2.8 Dammer i Rakkestad kommune

Glenge

Dette er en tundam, som ligger innunder en stor steinblokk og er derfor bare middels solekspontert (figur 2.15a og 2.15b). Lokaliteten ligger på løsmasser av tynne eller usammenhengende hav- fjord- og strandavsetninger (NGU 1984). Arealet er 20 m² og dybden om lag 1-1.5 meter i mai. I løpet av sommeren ble dybden redusert til ca 0.5 meter, og følgelig ble også arealet redusert. Dammen er av ukjent alder, men eldre enn 90 år. Den er mest trolig utgravd, og det er et naturlig oppkomme inne ved fjellet. Den blir derfor aldri helt tom ved tørke. De somrene den tørket nesten inn, ble den vanligvis rensket opp i, men siden det ikke har vært tørke de siste 4-5 årene, er dette ikke blitt gjort på en stund. Dammen var større før og det har vært mange opprenskninger. I 1994 ble den halvert i størrelse til slik den er nå. Den ble tidligere brukt som drikkedam for husdyr som passerte, men dammen har i dag ingen spesiell funksjon. Det har i følge grunneier trolig aldri vært fisk eller hekkende ender i dammen, og det har ikke gått husdyr i tilknytning til den etter 1993. I følge grunneier har det blitt mer plantevekst og gjengroing etter at husdyra forsvant, og det er mindre lukt og friskere vann nå enn før. Han kunne også opplyse om at det før var både salamander (*Triturus* sp.) og frosk (*Rana* sp.) her, men at det nå ikke hadde vært observert amfibier på mange år. Bunnen i dammen var dekket av løvfall fra nærliggende trær, og overflaten var utpå sommeren totalt dekket av andemat.



Fig. 2.15a. Lokalitet Glenge, 29. mai 2002



Fig 2.15b. Lokalitet Glenge, 25. juli 2002

2.9 Dammer i Råde kommune

Meum

Dette er en engdam som ligger relativt åpent til i villeng, med et belte av vegetasjon rundt, som atskiller den fra omkringliggende kornåker (figur 2.16a og 2.16b). Vegetasjonen rundt omfattes av blant annet bringebær, stornesle og løvkratt. Dette gjør dammen middels soleksponert. Lokaliteten ligger på et tynt eller usammenhengende dekke av hav- og fjordavsetninger og bart fjell stikker opp i dagen flere steder i området (NGU 1991). I mai var arealet ca 100 m² og dybden ca 1 meter, men arealet ble redusert til ca 50 m² i løpet av sommeren og i september var det ikke mer enn ca 30 cm vann på det dypeste. Dammen ble utgravd rundt 1900 og den siste opprenskningen var i 1987, da det ble brukt gravemaskin. Vannet har blitt brukt som drikkevann til husdyr om sommeren. De eneste husdyrene som bruker den nå, er ender. Det fantes ikke vannplanter i denne dammen i løpet av feltperioden, og sedimentet bestod av et tykt lag fin sand og leire. Folket på gården fortalte at det i hele mai stadig hadde blitt observert hegre (*Ardea cinerea*) i dammen, noe som i følge dem kunne tyde på at det ikke skulle være igjen så mye amfibier og insekter her. Åkrene rundt blir både sprøytet og gjødslet.



Fig. 2.16a. Lokaltet Meum, 30. mai 2002.



Fig 2.16b. Lokaltet Meum, 25. juli 2002.

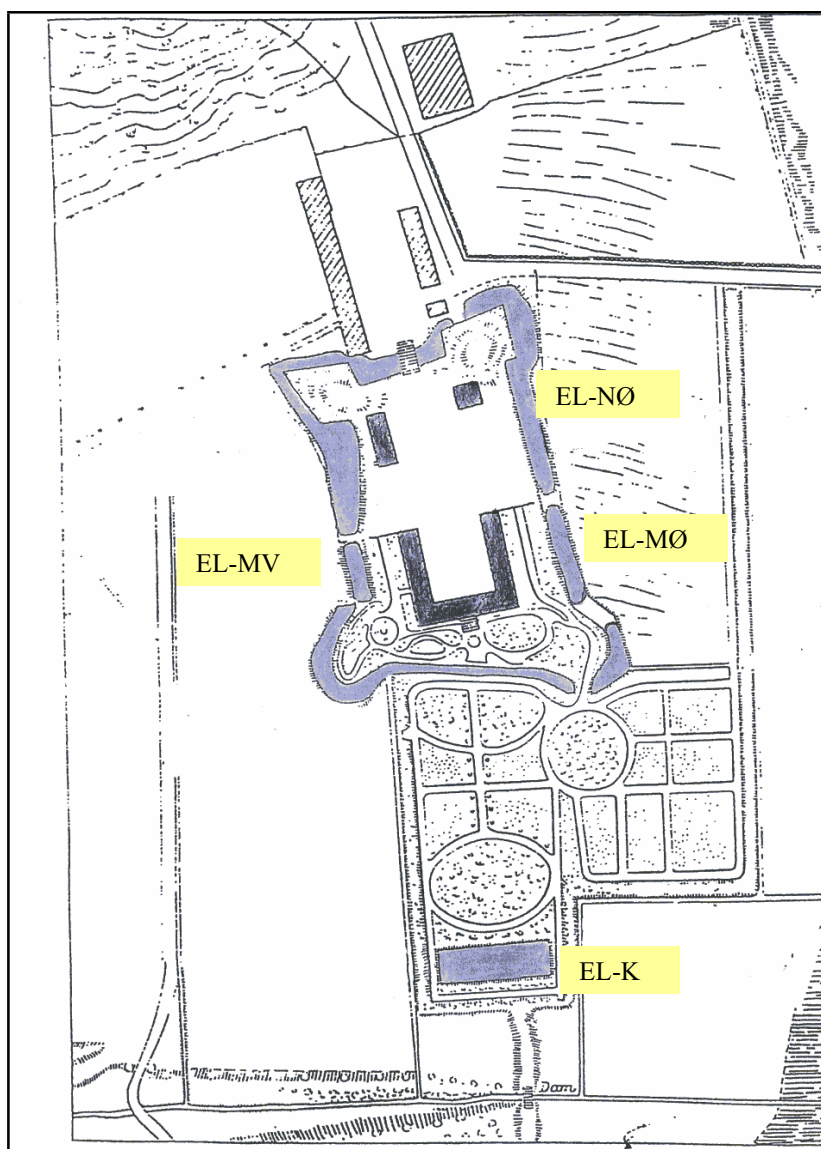
2.10 Dammer i Fredrikstad kommune

Elingård

Alle dammene ligger inne i hagen på herregården (figur 2.17). Hele hagen omfattes av et tynt eller usammenhengende dekke av hav- og fjordavsetninger (NGU 1991). Bestyrer på Elingård, Grethe Borger, fortalte at alle dammene unntatt de to små ved porten og Karpedammen ble gravd opp i 1991. De to dammene ved porten skal graves opp i september 2002 i forbindelse med arbeid med ny bro. Dammene i hagen på Elingård danner et vakkert naturinnslag og kulturminne på den gamle herregården. Alle dammene er plassert i kategorien tundammer.

Dolmen gjorde undersøkelser i flere av dammene her i 1985-86 (Dolmen 1992). Han skriver om den nordvestre dammen i hagen (ikke med i denne undersøkelsen) at den ikke har fisk, og at den tidvis er overvokst av andemat. Videre skriver han at lokaliteten har en tett bestand av krepsdyret gråsugge (*Asellus aquaticus*), som trives godt under den andematdekte overflata. Han beskriver også billefaunaen som rik, med til dels sjeldne arter som *Illybius guttiger*, *I. obscurus* og *Hydaticus seminiger*. Dolmen fant også både liten salamander, vanlig frosk og padde i dammene på Elingård.

Den nordøstre (EL-NØ), den midtre østre (EL-MØ) og den midtre vestre (EL-MV) dammen tilhører vollgravsystemet rundt Elingård, som er oppstykket i flere avdelinger, noen av dammene i forbindelse med hverandre, andre ikke. Vollgravene ble utgravd omkring 1635. Bare to av dem er systematisk undersøkt (Dolmen 1992).



Figur 2.17. Skissekart over hagen på Elingård, slik den var i 1855. Dammene som er med i denne undersøkelsen er merket av. Husmassen er farget svart. Fra Coldevin (1963).

Elingård – nordøstre vollgrav

Denne dammen er en av de store dammene i hagen (figur 2.18a og 2.18b). Den er lang og smal og har et areal på ca 700 m² og er trolig om lag 1.5 meter dyp på det dypeste. Den sørligste delen av den ligger åpent og sterkt soleksponert, mens den nordre delen ligger i skygge fra trærne rundt. Rundt dammen er det rikt med lav vegetasjon, samt at overflaten utpå sommeren var godt dekket av andemat (figur 2.18b).



Fig 2.18a. Lokalitet Elingård, nord-østre vollgrav, sett nordfra. 30. mai 2002..



Fig 2.18b. Lokalitet Elingård, nord-østre vollgrav, sett sørfra. 24. juli 2002..

Elingård – midtre østre vollgrav

Dammen ligger ikke mer enn ca 10 meter fra den nord-østre dammen, men den har et helt annet preg enn denne (figur 2.19). Arealet er ca 350 m² og dybden er også her trolig om lag 1.5 meter. Det er rik vegetasjon også rundt denne dammen, men heller ikke her var det mye planter ute i selve vannsøylen. Dammen er mye mindre soleksponert enn nordøstre vollgrav, grunnet store trær som gir skygge. Trærne fører også til at dammen inneholder svært mye løvfall. Vannet har et mer svart preg enn i de øvrige dammene i hagen, og det fantes nesten ikke andemat her i undersøkelsesperioden.



Fig 2.19. Lokalitet Elingård, midtre østre vollgrav, 30. mai 2002.

Elingård – midtre vestre vollgrav

Dammen ligger på vestsiden i hagen, og er den minste av dammene her (figur 2.20a og b). Arealet er ca 100 m² og dybden trolig mellom 1 og 1.5 meter. Grunnet store trær like ved, ligger den nokså skyggefullt. Det er en god bestand av ulike vannplanter i nordenden av dammen, med blant annet sverdlilje (*Iris pseudacorus*) og flere starr- (*Carex*) og sivarter (*Juncus*). Dammen var 100% dekket av andemat på sommeren i feltperioden (figur 2.20b).



Fig 2.20a. Lokalitet Elingård, midtre vestre vollgrav, 30. mai 2002.



Fig 2.20b. Lokalitet Elingård, midtre vestre vollgrav, 24. juli 2002.

Elingård – Karpedammen

Dette er den eneste av dammene her som ikke er en del av det gamle vollgravsystemet (figur 2.17 og figur 2.21). Dette er en eldgammel utgravd dam nederst i hagen på storgården (Dolmen 1992). Arealet er i følge NIJOS 735m² og dybden er av Dolmen angitt til å være 1-2 meter. Han skriver også at det finnes karuss i dammen, men at dyrelivet for øvrig er svært fattig, som følge av fiskebestanden. Eneste amfibie han fant i denne dammen i 1985/86 var et rumpetroll av vanlig frosk. Rundt dammen langs hele bredden er det rik vegetasjon av særlig sumpplanter, blant annet sverdlilje, kattedale (*Lythrum salicaria*) og flere starr- og sivarter. Dammen er middels til sterkt soleksponert. Under siste feltrunde i denne undersøkelsen var dammen ca 50% dekket av vanlig tjønnaks.



Fig 2.21. Lokalitet Elingård, Karpedammen, 24. juli 2002

Tabell 2.1. Lokalitetsbeskrivelse med gårdsnavn, damkode, geografisk plassering, høyde over havet og lokalitetenes områdetype. Både lokalitetsnummer og høyde over havet er hentet fra NIJOS.

Kommune	Lokalitet	Dam-kode	UTM 32V	Høyde over havet, i meter	Områdetype
Ås	Ekeberg	EK	NM 951148	100	Eng
	Skoftestad, engdam	SK-E	NM 956142	100	Eng
	Skoftestad, skogdam	SK-S	NM 949139	100	Skog
	Sutterhol	SU	PM 040118	100	Tun
	Moer	MO	PM 042116	100	Skog
Ski	Mørksand	MØ	PM 106150	160	Eng
Vestby	N. Ugjestrød	UG	NM 955084	90	Eng
	Arnestad	AR	NM 952028	10	Eng
Spydeberg	Hyllibråten	HY	PM 162121	150	Tun
Hobøl	Narvestad	NA	PM 015021	50	Skog
Eidsberg	Svenke-Rånås, engdam	SV-E	PL 322977	160	Eng
	Svenke-Rånås, skogdam	SV-S	PL 321977	160	Skog
Våler	Bjerketvedt	BJ	PL 196912	100	Eng
Rakkestad	Glengen	GL	PL 351857	105	Tun
Råde	Meum	ME	PL 018785	15	Eng
Fredrikstad	Elingård, nordøstre	EL-NØ	PL 027695	20	Tun
	Elingård, midtre østre	EL-MØ	PL 028694	20	Tun
	Elingård, midtre vestre	EL-MV	PL 028695	20	Tun
	Elingård, karpedammen	EL-K	PL 028695	20	Tun

3 MATERIALE OG METODER

3.1 Utvalg av gårdsdammer

Forfatteren, i samarbeid med Wenche Dramstad og Gunnar Engan ved NIJOS, plukket ut 26 gårdsdammer fra et stort utvalg registrerte flatekart ved NIJOS, Norsk Institutt for Jord-, og Skogkartlegging. Det ble forsøkt å plukke ut et godt utvalg av dammer fordelt på størrelse, og om dammen lå i skog, eng eller på tun. Det ble kun valgt dammer som var under 1000 m². Etter telefonsamtaler med grunneierne og en rekognoseringsrunde, ble noen dammer forkastet grunnet nylig gjenfylling, vanskelige prøvetakingsforhold, eller andre forhold som ble vurdert dit hen at biologiske undersøkelser trolig ikke ville gi gode resultater. Det endelige utvalget av dammer består av 19 dammer, fordelt på 12 registrerte NIJOS-flater. Av disse er det fire skogdammer, åtte engdammer og syv tundammer.

3.2 Materiale

Materialet ble samlet inn i løpet av tre perioder sommeren 2002. Periodene var 26.-31. mai, 22.-25. juli og 9.-12. september.

Det ble samlet inn dyr både i lufta, i vegetasjonen og i de frie vannmasser. Datagrunnlaget for oppgaven utgjøres av til sammen 57 vannprøver og 114 håvsveip-prøver fra dammene. Dette består av 2 håvsveip i hver dam pr. feltrunde. I tillegg er det foretatt et usikkert antall håvslag etter flygende insekter. Amfibier er stort sett bare observert og artsbestemt i felt.

3.3 Metoder

Ute i felt ble prøvene tatt i følgende rekkefølge: Vannprøver, håvsveip, luftprøver. Grunnen til at vannprøvene alltid ble tatt først var for at disse skulle være mest mulig representative for den urørte vannsøylen, uten oppvirvlet sediment.

3.3.1 Vannprøver

Vannprøvene er stikkprøver, og representerer et bilde av situasjonen akkurat i prøvetakings-tidspunktet. Ved hvert besøk ble vannprøver tatt i to 250 ml plastflasker en armlengdes

avstand fra land og ca 10 cm under overflaten. Flaskene ble skylt to ganger i vannet før de ble fylt. Senere ble flaskene oppbevart i fryser. Alle vannprøvene fra mai og juli ble analysert etter Norsk standard av Grethe Bloch ved Institutt for Jord- og Vannfag ved Norges Landbrukshøgskole. Følgende variabler ble målt: turbiditet (NS-ISO 7027), vannfarge (NS 4786), nitratkonsentrasjon (NS 4745) og fosfatkonsentrasjon (NS 4724). Av økonomiske grunner ble vannprøvene fra september ikke analysert med hensyn på disse parameterne. Turbiditet ble målt før prøvene ble filtrert (Grethe Bloch, pers. medd.). Turbiditeten måles i FTU (Formazin Turbidimetric Units), og gir et uttrykk for den grad av uklarhet eller grumsethet som skyldes suspenderte partikler, mens vannets fargetall, sier det noe om vannets humusinnhold og klassifiseres etter følgende skala; <15 mg Pt/l regnes som oligohumøst, 15-40 mg Pt/l som mesohumøst og >40 mg Pt/l som polyhumøst (Økland & Økland 1998). Videre deles polyhumøst vann inn i 3 grader; grad 1: 41-149 mg Pt/l, grad 2: 150-299 mg Pt/l og grad 3: >300 mg Pt/l (Dolmen *et al.* 1991). Alle prøvene ble filtrert med 0.45 µm filter før måling av nitrat- og fosfatkonsentrasjon.

pH, temperatur og ledningsevne ble målt i felt. pH ble målt med et Orion, modell 230 A pH-meter med en Orion comb. pH, model 91-55/56 elektrode. Temperatur og ledningsevne ble målt med et WTW LF95 ledningsevne meter. Målingene i felt ble gjort på en av to måter: I mai ble det målt ved å dyppe elektroden direkte i dammen ca 10 cm dypt og, en armlengdes avstand fra land. I juli og september ble to 250 ml flasker fylt på samme måte som de øvrige vannprøvene, og det ble målt ved å dyppe elektrodene i flaskene.

3.3.2 Håvprøver i vann

Det ble tatt 2 håvprøver fra hver dam hver feltrunde. Altså totalt 6 håvprøver i hver dam i løpet av hele prøveperioden. Disse prøvene ble tatt på to steder i dammen hvis dette var hensiktsmessig. Disse to stedene ble da valgt som prøvesteder ved alle tre besøkene. I noen dammer var forholdene slik at det kun var ett sted det var hensiktsmessig eller forsvarlig å ta prøver.

Til innsamlingen ble det brukt en langskaftet håv med 25 x 25 cm åpning og 200 µm maskevidde. Det ble forsøkt å gjennomføre håvtrekkene ved den såkalte z-sveip-metoden, standardisert av Dolmen (1992): Håven føres i en håvslagsserie gjennom vannet 1.5 meter parallelt med bredden, én tomme over bunnen – frem, tilbake, og frem igjen, alt i løpet av tre

sekunder. Det viste seg derimot ved enkelte tilfeller at det var svært vanskelig å følge denne metoden. Metoden gjelder håv med 0.5 mm maskevidde, mens det i denne undersøkelsen ble brukt håv med 0.2 mm maskevidde. Dette gjorde det svært tungt å føre håven gjennom vannet 1.5 meter på ett sekund. Det fungerte likevel greit i dammer hvor det var tilstrekkelig dypt og lite grovt materiale på bunnen. I dammer hvor det var store mengder vannplanter, mye kvister eller stein i de grunne områdene, eller at dammen var svært grunn, var det vanskeligere å gjennomføre håvprøvene på den standardiserte måten. Håvsveipene i noen av dammene ble derfor av en slik art at de ikke kan kalles z-sveip. I mai ble det praktisert z-sveip, eller så likt dette som mulig, men ved de to neste feltrundene ble det praktisert håvsveip av en annen art. Nå ble isteden håven ført fram og tilbake gjennom vannet i et mer tilfeldig mønster. Det ideelle med z-sveip som standardisert metode, er at den er kvantifiserbar både mellom prøver i samme undersøkelse, og i forhold til andre tilsvarende undersøkelser. Metoden som er brukt i dette tilfellet vil derfor redusere kvantifiserbarheten, fordi det totale vannvolumet som her er filtrert gjennom håven ikke vil være likt ved de ulike prøvetakingene. Antall arter og dominansforhold mellom artene innad i dammene skulle imidlertid ikke være vesentlig påvirket på grunn av bruken av denne metoden.

Innholdet i håven ble overført til en hvit balje med vann fra prøvestedet, og håven ble skylt godt oppi denne, så alt materiale ble løst i vannet i baljen. Håven ble kontrollert for gjensittende materiale som i så fall også ble plukket ut og tatt med. Amfibiene som ble med ved denne metoden ble talt opp, artsbestemt og sluppet ut igjen, vel å merke etter å ha blitt kontrollert for eventuelle synlige skader etter behandlingen. Var dyret skadet, noe som skjedde ved noen anledninger, ble det fiksert på sprit og tatt med. Mest mulig av plantematerialet ble nøye fjernet fra prøven og en del av organismene ble puttet i glass og fiksert med etanol (96%). Etter at det groveste av plantematerialet var fjernet ble prøven overført til plastposer og fiksert med etanol (96%).

I laboratoriet ble hele prøven silt gjennom en sil med maskevidde 900 µm. Finmaterialet som gikk gjennom sila ble undersøkt under lupe, og antall døgnfluer ble grovt beregnet etter arealbasert estimering (se under). Grovmaterialet ble helt tilbake i den hvite balja og undersøkt grundig. Det resterende plantematerialet ble plukket ut før dyra ble grovsortert etter ordener og senere artsbestemt. Igler, storkreps (*Asellus aquaticus*), øyestikkere, teger, biller, mudderfluer, vårfluer, sommerfugler og amfibier er fullstendig talt i alle prøvene. Ved telling

av døgnfluer ble det foretatt omtrentlig kvantifisering ved å telle opp 100 individer, og ut fra arealandel av balja gjøre et grovt estimat av omtrentlig totalantall. Etterpå ble det plukket ut 100 individer for senere artsbestemmelse. I de prøvene der det ikke var mer enn 100 døgnfluer, ble det plukket ut individer i en time, før antallet ble registrert.

3.3.3 Håvslag etter flygende insekter

Det ble også foretatt selektive håvslag etter flygende insekter ved en del av lokalitetene (hvis været var tilfredsstillende). Av insektene som ble fanget på denne måten var det bare øyenstikkere og vårfluer som ble tatt med. Øyenstikkerne ble senere artsbestemt. Individer som ble fanget på denne måten er ikke tatt med i den kvantitative artslisten (antall individer), fordi fangstmetoden ikke er sammenlignbar med z-sveipene i dammen. Artene er derimot med i den kvalitative artslisten (forekomst/fravær).

3.3.4 Egenskaper ved dammene

I tillegg til kjemidata var det ønskelig med noen miljøvariabler knyttet til dammenes fysiske egenskaper, samt beliggenhet og lysforhold. Dybde og areal ble registrert for senere bruk i statistiske analyser. Dybde ble estimert delvis etter opplysninger fra grunneiere, og delvis fra egne visuelle erfaringer. Arealet ble estimert ut fra egne målinger i tillegg til tall fra NIJOS og grunneiernes opplysninger. Et indeksvolum ble regnet ut ved å logtransformere dybde og areal og multiplisere disse verdiene. Log-transformeringen ble gjort fordi en enkel multiplikasjon ville føre til at arealet, som representerte mye større verdier enn dybde, ville få en svært høy korrelasjonsfaktor i forhold til dette indeksvolumet (IV). Videre ble soleksponeringen registrert etter en subjektiv indeks fra 0 til 4, hvor 0 var full skygge hele dagen og 4 var soleksponering hele dagen. Avstand til nærmeste stillestående vannforekomst ble også målt beregnet ved kart og opplysninger fra grunneiere (ANV), og ved hjelp av kart ble det også funnet ut hvor mange andre dammer det fantes innenfor en radius på 1 km rundt den aktuelle dammen. Høyde over havet ble også registrert for senere bruk i statistisk analyse.

3.3.5 Øvrige opplysninger om gårdsdammene

For øvrige opplysninger om gårdsdammene, samt forespørsel om tillatelse til å få gjøre undersøkelser, ble grunneierne kontaktet tidlig på sommeren. Dessuten fikk de senere på

sommeren tilsendt et spørreskjema, hvor mer utfyllende opplysninger om dammene ble etterspurt. For noen av dammene ble det ikke brakt til veie mye opplysninger, enten fordi grunneier ikke svarte på brevet, eller fordi det viste seg for vanskelig å få kontakt med grunneieren. Dammenes alder var særlig ønskelig å få informasjon om, for å kunne se om det var enkelte arter eller taksonomiske grupper som viste tilknytning til spesielt gamle eller nye dammer. Det var derimot så stor usikkerhet i opplysningene som ble skaffet angående dette, at dammenes alder ikke er med som variabel i noen av de statistiske analysene i denne oppgaven. Opplysninger om areal, dybde, soleksponering, andre dammer i nærheten, eventuelle forstyrrelser/opprensninger, og tilstedeværelse av fisk og ender i dammen, samt tidligere observasjoner av amfibier ble også etterspurt.

3.3.6 Statistiske analyser

Ordinasjon

Dataene er ordinert ved hjelp av metoden Detrended Correspondence Analysis (DCA) og Canonical Correspondence Analysis (CCA) med dataprogrammet CANOCO For Windows version 4.0 (ter Braak & Smilauer 1997, 1998). Sjeldne arter er vektet ned ved alle ordinasjoner. Beskrivelsen av metodene er gjort på grunnlag av ter Braak (1995), Sloreid *et al.*(1995), Myklestad 1996 og ter Braak & Smilauer (1997, 1998). De grafiske framstillingene av ordinasjonene ble gjort i ArcView GIS 3.2 (Neuron Data 1992).

Ordinasjon er en generell betegnelse på multivariate teknikker som plasserer lokaliteter langs akser på grunnlag av data om artssammensetning og eventuelt miljøvariabler. En viss prosentandel av variansen i artsdataene forklares av hver akse, hvorav 1. akse har størst forklaringssevne, 2. akse nest størst og så videre. Formålet med ordinasjon er å arrangere lokaliteter og arter slik at sammenhengen mellom dem kommer tydelig frem. Resultatet av en ordinasjon er et diagram hvor lokaliteter og arter uttrykkes med punkter. I dette diagrammet vil lokaliteter/arter som ligger nær hverandre være like i artssammensetning/utbredelse, mens de som ligger langt fra hverandre er ulike i artssammensetning/utbredelse. Ordinasjon skiller seg fra for eksempel regresjon ved at i ordinasjon er ikke de forklarende variablene kjente miljøvariabler, men ”teoretiske” variable. Aksene i en ordinasjon er ordnet slik at 1. akse representerer den viktigste underliggende variabel som er avgjørende for lokalitetenes/artenes fordeling, mens 2. akse representerer den nest viktigste variabelen osv.

Metoden bygger på antagelsen om at arter kovarierer mer eller mindre systematisk med en gitt miljøvariabel og viser en tilnærmet normal fordeling langs denne gradienten. Det blir altså antatt at strukturen i artsdata styres av miljøvariabler, og målet med ordinasjon er å finne denne strukturen.

Både DCA og CCA ble utført på artslister med forekomst/fravær (kvalitative) og artslister der antall individer lå til grunn (kvantitative). Alle artsdata ble klargjort for ordinasjon gjennom matriser. I dataene til bruk i analysene av kvalitative artsdata var 1 = til stede, og 0 = ikke til stede, mens i dataene til bruk i analysen av de kvantitative artsdataene var det det reelle antallet individer som lå til grunn.

I de kvantitative ordinasjonene er det noen arter som ikke er tatt med i beregningene. Dette gjelder øyestikkeren *Sympetrum danae* som kun er funnet som adult (flygende) og døgnflueartene *Cloeon dipterum*, *Caenis horaria* og *Leptophlebia marginata*, hvor kvantifiseringen er gjort på en måte som vanskelig lar seg sammenlikne med kvantifiseringen av de øvrige artene. Disse artene er derimot med i de kvalitative ordinasjonene.

Datamaterialet bør være normalfordelt for å kunne gi best mulig resultater ved bruk av DCA og CCA. En normalitetstest ble derfor kjørt i dataprogrammet SigmaStat version 1.0. De miljøvariablene som ikke viste normalfordeling ble logtransformert før de ble brukt i CCA. Dersom ikke log-transformeringen førte til at datamaterialet ble normalfordelt, ble ikke-transformerte verdier brukt. Miljøvariablene som ble brukt var:

- | | |
|--|--|
| • Temperatur i mai | • Soleksponering |
| • Gjennomsnittlig pH | • Dybde i meter ($\log_{10}$ -transformert) |
| • Gjennomsnittlig ledningsevne | • Areal i m^2 ($\log_{10}$ -transformert) |
| • Høyeste målte turbiditet ($\log_{10}$ -transformert) | • Indeksolum ($\log$ transformert dybde multiplisert med $\log$ transformert areal) |
| • Høyeste målte vannfarge ($\log_{10}$ -transformert) | • Avstand til nærmeste stillestående vannforekomst (i meter) |
| • Høyeste målte nitratkonsentrasjon | • Antall dammer innenfor en 1 km radius |
| • Høyeste målte fosfatkonsentrasjon ($\log_{10}$ -transformert) | • Høyde over havet (i meter) |

Resultatet av ordinasjonene er gitt i scatterdiagrammer med lokalitetsplott og artsplot for de to første aksene.

DCA

Detrended Correspondence Analysis er en form for indirekte gradientanalyse der ordineringsen skjer ut fra artslistene fra ulike lokaliteter. Hver art får en plassering i et ordinasjonsdiagram, og den totale artssammensetningen ved en lokalitet bestemmer så denne lokalitetens plassering i diagrammet. I DCA blir derfor lokaliteter med lignende artssammensetning liggende nær hverandre i koordinatsystemet, mens lokaliteter med ulik artssammensetning vil ligge langt fra hverandre. Dette fører til at to arter som ikke finnes sammen i noen av lokalitetene, og to lokaliteter som ikke har noen arter felles, plasseres mer enn 4 SD-enheter fra hverandre i henholdsvis arts- og lokalitetsplottet. Artenes plassering i diagrammet er slik at arter som er vanlige plasseres sentralt i diagrammet, mens sjeldne arter ligger i utkanten. Ordinasjonsdiagrammet er i teorien multidimensjonalt, men normalt vises bare de to første aksene. På grunnlag av denne fordelingen er lokalitetene og artene plottet i diagrammene.

Ordinasjonen ble utført med opsjonen for segment-detrending for å få skalaen på aksene uttrykt som estimert gjennomsnittlig standardavvik (SD-enheter) for artenes mengdefordeling. Selv om ulike arter, grunnet tilpasninger til miljøet, kan ha ulike optima langs en gitt miljøgradient, regner man med at en art vil komme inn, nå sitt optimum, og så forsvinne i løpet av 4 SD-enheter, forutsatt at den har en tilnærmet normalfordelt respons til den gitte parameter som aksene uttrykker. Gradientlengden er et mål for hvor normalfordelt artene responderer langs ordinasjonsaksen. Dersom lengden på aksene er over 4 SD-enheter, er det arter i datamaterialet som viser en klar normalfordelt respons langs gradienten.

CANOCO beregner eigenverdier (eigenvalues) til så mange akser som det er mulig å få ut av datamaterialet. Eigenverdien er et mål for hvor viktig en ordinasjonsakse er. Den uttrykker den maksimale spredningen av artsdata langs ordinasjonsaksen og er derfor et mål på hvor viktig ordineringsaksen er. Hvis spredningen av artenes optima er stor langs aksene, betyr det at vi kan forklare artenes tilstedeværelse på en god måte. Eigenverdien bør ligge over 0.5. Den kumulative forklaringsevnen til hver av aksene blir så beregnet ved å dividere aksens eigenverdi med den totale eigenverdien.

DCA gir et raskt bilde av hvordan sammensetningen av et datasett uttrykkes i en eller flere dimensjoner. I denne oppgaven er DCA-testene gitt i plot i to dimensjoner, mens dataene som ligger til grunn for plottet vil gjengis med resultater for 4 akser.

CCA

Canonical Correspondence Analysis er en direkte gradientanalyse som behandler både artsdata og miljødata i én analyse. De enkelte miljøvariablenes betydning for artsvariasjonen kan da estimeres. I CCA viser den kumulative prosentvise forklaringsevnen både viktigheten av ordinasjonsakser og hvor stor del av variansen som kan forklares ut fra art-miljø forhold. Man finner også ut om de målte miljøvariablene kan forklare hovedvariasjonen i artssammensetning i lokalitetene, og eventuelt hvilke av variablene som er viktigst, eller om det er andre miljøvariabler enn de som er målt, som har betydning for artssammensetningen. I tillegg kan man se hva som er en arts optimum i forhold til de målte miljøvariablene.

I et CCA-diagram blir miljøvariablene uttrykt som vektorer hvor gjennomsnittsverdiene av variablene er i origo. Lange vektorer forklarer mer av variasjonen i dataene enn korte. Vektorer som ligger nær en akse er korrelert med denne og er viktigere i forklaringen av variasjonen av artsdata enn vektorer som ligger lenger fra aksene. Arter eller lokaliteter som ligger nær vektorene er korrelert med denne miljøvariabelen. Er arten eller lokaliteten plassert ut mot enden av vektoren gjenspeiler dette at arten eller lokaliteten er forbundet med høye verdier av variabelen, mens plassering inn mot origo langs vektoren gjenspeiler at arten eller lokaliteten assosieres med gjennomsnittlige verdier av variabelen.

Monte Carlo permuteringstest

For å finne miljøvariablenes signifikans til variasjonen i artssammensetning ble det utført Monte Carlo permuteringstest. Denne metoden tester om miljøvariablene er signifikant korrelert med artsdata og om akselengden er større enn det som kan forventes å oppnå tilfeldig. p-verdien vi får etter denne analysen er sannsynligheten for at den canoniske aksene som er beregnet *ikke* er signifikant. Aksene regnes som signifikante dersom p-verdien er <0.05 , og dette er ensbetydende med at miljøvariablene som er målt er relaterte til artsdata. Det bør legges vekt på at statistisk signifikans ikke er noen garanti for å kunne fastslå en sammenheng, men kun bør tolkes som en indikasjon.

Videre kan den kumulative prosentvise forklaringsevnen fra DCA og CCA sammenlignes, og hvis det ikke er noe betydelig fall i forklaringsevne fra DCA til CCA kan vi anta at miljøvariablene er tilstrekkelige til å kunne forklare hovedvariasjonen i artsdataene.

Spearman Rank Order Correlation

Spearman Rank Order Correlation er vanlig å bruke for å finne statistiske sammenhenger mellom ordinasjonsanalysene og forskjellige variabler (Collinson *et al.* 1995), og måler styrken av assosiasjon mellom variabelparene uten forutsetninger om at det er kjent hvilke variabler som er avhengige og uavhengige. Dataprogrammet SigmaStat version 1.0 (Jandel Corporation 1993) ble brukt. Analysen regner ut en korrelasjonskoeffisient (r) og en p -verdi. r viser hvordan variablene øker (positiv r) og minker (negativ r) i forhold til hverandre, mens p -verdien er sannsynligheten for å ta feil ved å påstå at det er en sammenheng mellom variablene i et variabelpar. Det regnes for å være signifikant korrelasjon mellom miljøvariabel og aksekoordinatene dersom $p < 0.05$. Resultatene fra denne analysen ble brukt til å tolke ordinasjonsresultater. Analysemetoden ble brukt i to typer tester:

1. For å undersøke sammenhengen mellom de to første aksene i DCA-ordinasjonene og de ulike miljøvariablene. Artsdatagrunnlaget som lå til grunn var resultatene fra DCA-ordinasjonen av både forekomst/fravær og antall individer. Miljøvariablene ble ikke logtransformert før denne analysen.
2. For å undersøke sammenheng mellom Simpsons diversitetsindeks og miljøvariabler.

Uparet t-test

Denne testen sammenligner to grupper, her karakterisert som egenskaper ved lokaliteter, og tester om det er en signifikant forskjell mellom disse. Testen ble brukt for å finne ut om det var signifikant forskjell mellom lokaliteter der en bestemt art eller organismegruppe fantes og lokaliteter der den ikke fantes. Det er forskjeller i gjennomsnittlig pH, ledningsevne og vannfarge, høyeste målte fosfat- og nitratkonsentrasjon, samt soleksponering, dybde og areal som er brukt som miljøvariabler i disse testene. For øyenstikkere og amfibier er alle arter testet, siden disse to gruppene ble vurdert som de mest interessante. Grupper som ikke er artsbestemt, er også analysert gjennom t-test, da disse ikke er med i ordinasjonsanalysene. Dette gjelder bare muslinger, igler og mudderfluer, siden datagrunnlaget for vårfluer og sommerfugler er for lite for denne analysen. For snegler, døgnfluer, teger og biller er det ikke foretatt t-test, disses fordeling er kun analysert gjennom ordinasjonsanalysene. MINITAB release 13.0 (MINITAB INC 2000) ble brukt til disse analysene.

Simpsons diversitetsindeks

For å finne et mål for diversiteten ble Simpson's diversitetsindeks regnet ut for alle lokalitetene. Dette er en mye brukt jevnhetsindeks ("evenness"), som er relativt enkel å beregne. Likningen for Simpson's diversitetsindeks er:

$$D = \sum \frac{n_i(n_i-1)}{N(N-1)}$$

hvor n_i = antall individer av art i , og N = totalt antall individer funnet i en lokalitet. Det er den resiproke Simpson's indeks som oftest brukes; $1/D$. Av dette følger at verdien av diversitetsindeksen øker med økende diversitet.

3.3.7 Artsbestemmelse

Nomenklaturen i denne oppgaven følger Limnofauna Norvegica (Aagaard & Dolmen 1996).

Artsbestemmelsen er gjort ved hjelp av følgende litteratur:

Snegler	Mandahl-Barth 1949; Macan 1969, 1979; Økland 1990; Økland & Økland 2000
Døgnfluer	Elliott <i>et al.</i> 1988; Arnekleiv 1995; Engblom 1996;
Øyenstikkere	Sandhall 1987; Askew 1988; Sahlén 1996; Hammond <i>et al.</i> 1997; Nielsen 1998
Teger	Macan 1976; Gjerde & Hågvar 1985; Savage 1989; Solem 1995; Andersen 1996; Jansson 1996
Biller	Hansen 1987, 1996; Holmen 1987; Nilsson & Holmen 1995; Nilsson 1996a, 1996b, 1996c, 1996d, 1996e; Palm & Nilsson 1996
Amfibier	Dolmen 1993

I tillegg har følgende personer hjulpet til med artsbestemmelse:

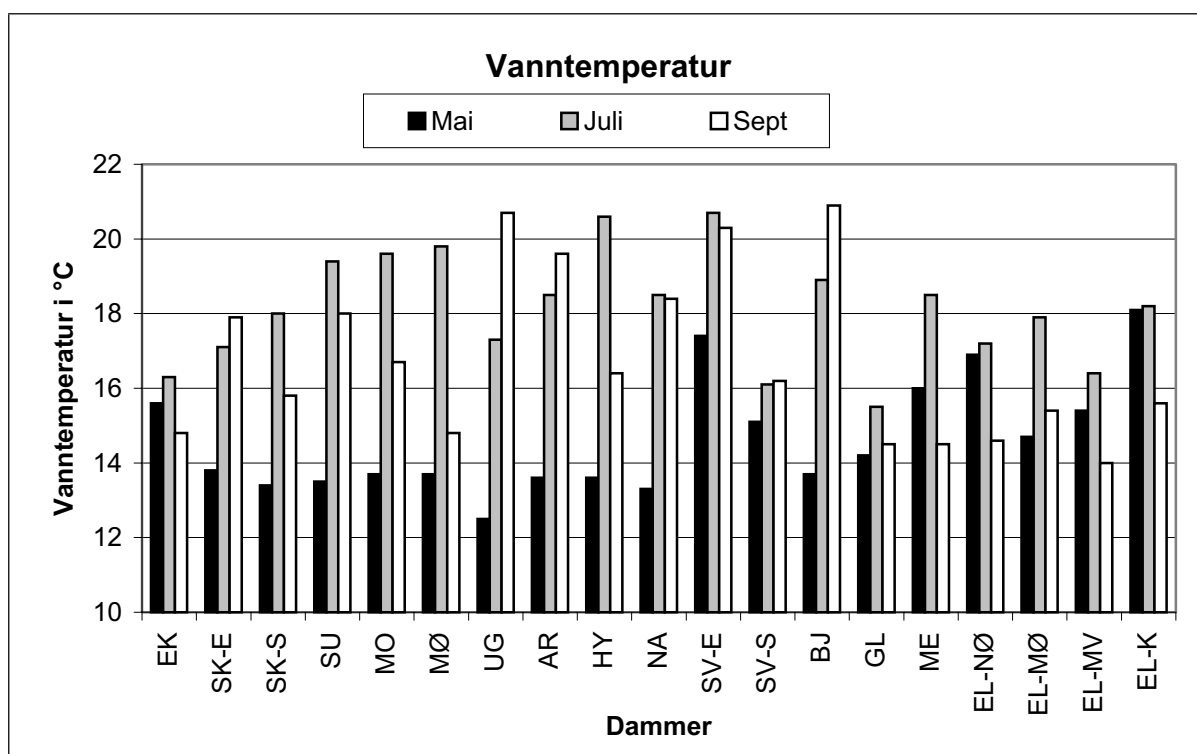
Jan Økland (snegler), John E. Brittain (døgnfluer), Christofer Bang jr. (øyenstikkere), Dag Dolmen (teger og amfibier), Sigmund Hågvar (teger) og Ole Wiggo Røstad (vannkalver).

4 RESULTATER

4.1 Fysiske og kjemiske variabler

4.1.1 Vanntemperatur

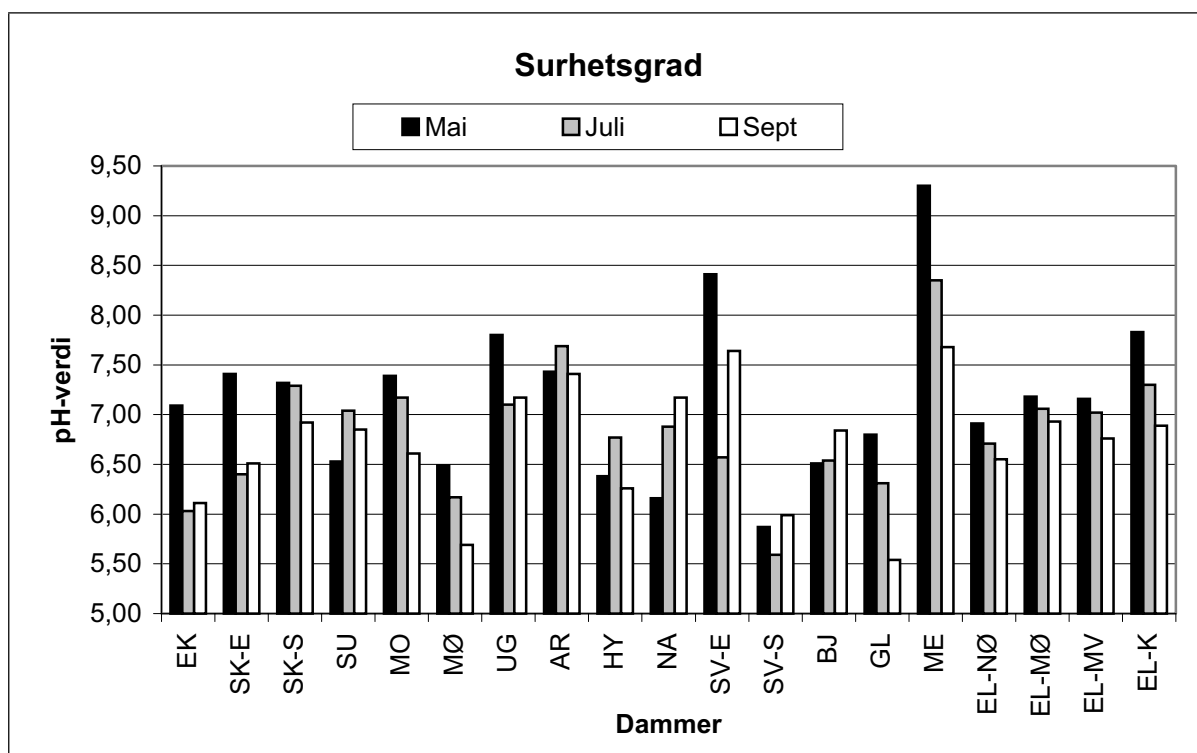
Vanntemperaturen i dammene var stort sett høyest i juli, og lavest i mai (figur 4.1.1). Høyest målte vanntemperatur, 20.9°C, var ved Bjerketvedt i september. Laveste vanntemperatur, 12.5°C, ble målt ved Nordre Ugjestrød i mai. Den laveste maksimaltemperaturen var 15.5°C ved Glenge. Høyeste minimaltemperatur var 17.4°C ved engdammen på Svenke-Rånås.



Figur 4.1.1. Vanntemperaturer i gårdsdammene ved tre prøvetakinger i 2002.

4.1.2 Surhetsgrad

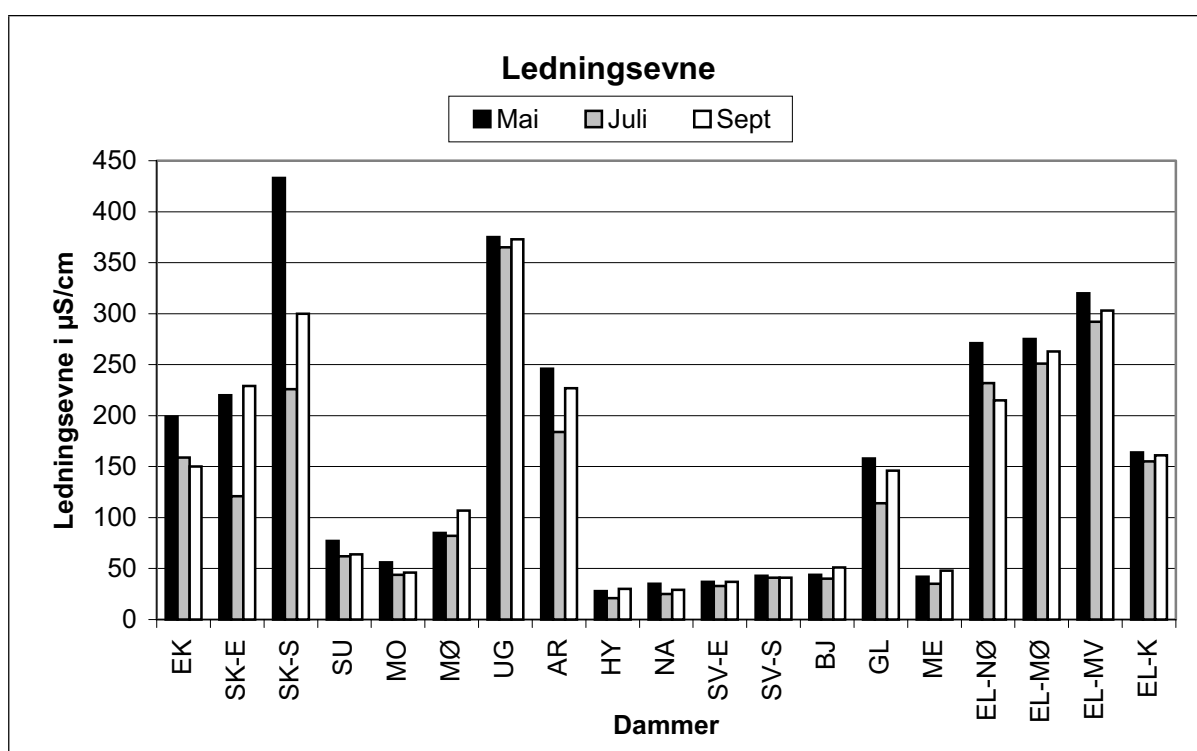
pH-verdien i dammene viste en tendens til å være høyest i mai (figur 4.1.2). Fem av dammene var på det sureste i juli, mens 11 av dem var surest i september. Den laveste pH-verdien som ble registrert var 5.54 ved Glenge i september. Den høyeste pH-verdien var 9.30 og ble målt ved Meum i mai. Kun ved to lokaliteter (Svenke-Rånås engdam og Meum) ble det målt pH-verdier over 8.0, og ved kun tre lokaliteter (Nordre Ugjestrød, Arnestad og Meum) var pH-verdiene over 7.0 ved alle målingene. Ved tre lokaliteter (Mørksand, Svenke-Rånås skogdam og Glenge) ble det målt pH-verdier under 6.0 og ved Svenke-Rånås skogdam var pH under 6.0 ved alle målingene. De to andre målingene av pH lavere enn 6.0 ble gjort i september.



Figur 4.1.2. pH-verdier i gårdsdammene ved tre prøvetakinger i 2002.

4.1.3 Ledningsevne

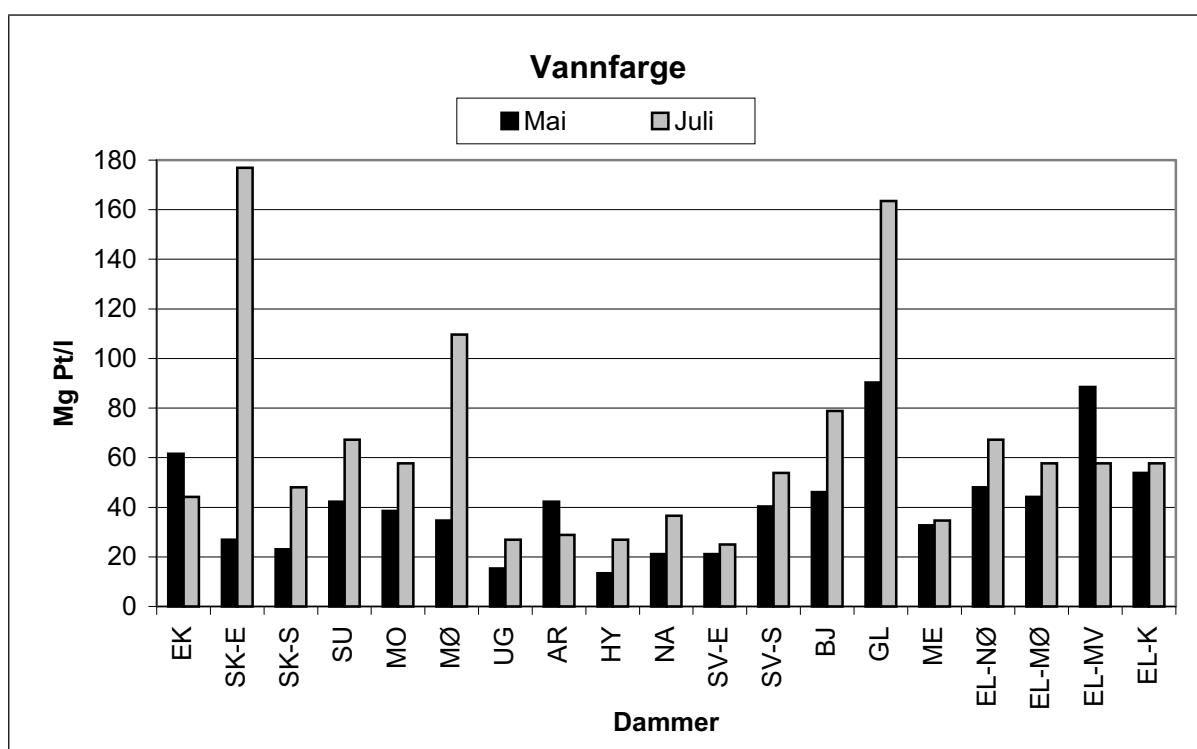
Ledningsevnen varierte sterkt mellom dammene, mens verdiene innad ved de forskjellige lokalitetene generelt var ganske jevne i løpet av prøveperioden (figur 4.1.3). Tendensen var imidlertid at de høyeste verdiene ble målt i mai og de laveste i juli. Kun ved to lokaliteter ble det målt lavere ledningsevne i september enn i juli. Høyeste verdi var 433 $\mu\text{S}/\text{cm}$, ved Skoftestad skogdam i mai, mens laveste verdi var 21 $\mu\text{S}/\text{cm}$, ved Hyllibråten i juli. Ledningsevne høyere enn 250 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ble kun målt ved fem lokaliteter.



Figur 4.1.3. Ledningsevne i gårdsdammene ved tre prøvetakinger i 2002.

4.1.4 Vannfarge

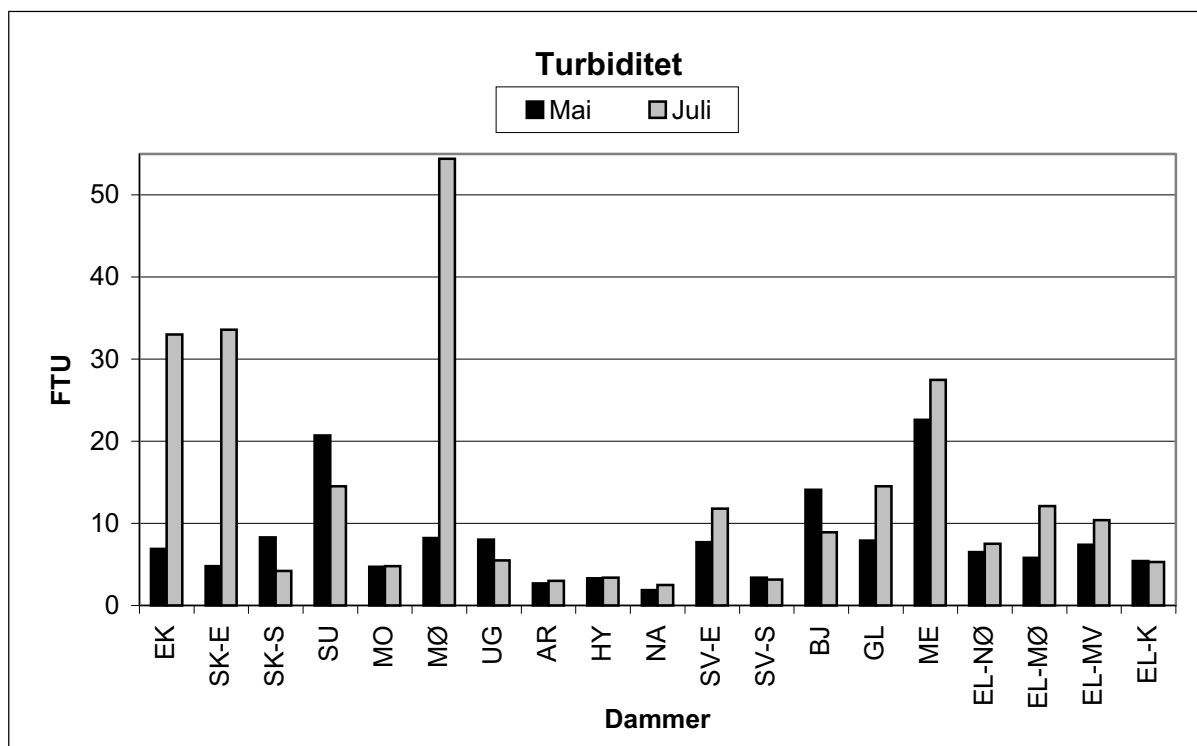
Vannfargen ble bare målt for vannprøvene fra mai og juli (figur 4.1.4). Ingen av lokalitetene kunne betegnes som oligohumøse, mens det i 13 av dammene ble målt fargetall i det polyhumøse sjiktet. Ved to lokaliteter ble det registrert vann som var polyhumøst i grad 2; 177 mg Pt/l ved Skoftestad engdam i juli, og 163 mg Pt/l ved Glenge i juli. Det ble gjort kun tre målinger over 100 mg Pt/l, alle i juli, og dette var ved Mørksand i tillegg til de to som er nevnt. Laveste verdi, 13 mg Pt/l, ble registrert ved Hyllibråten i mai. Ved 16 av de 19 lokalitetene var det høyere verdier i juli enn i mai.



Figur 4.1.4. Vannfarge i gårdsdammene ved to prøvetakinger i 2002.

4.1.5 Turbiditet

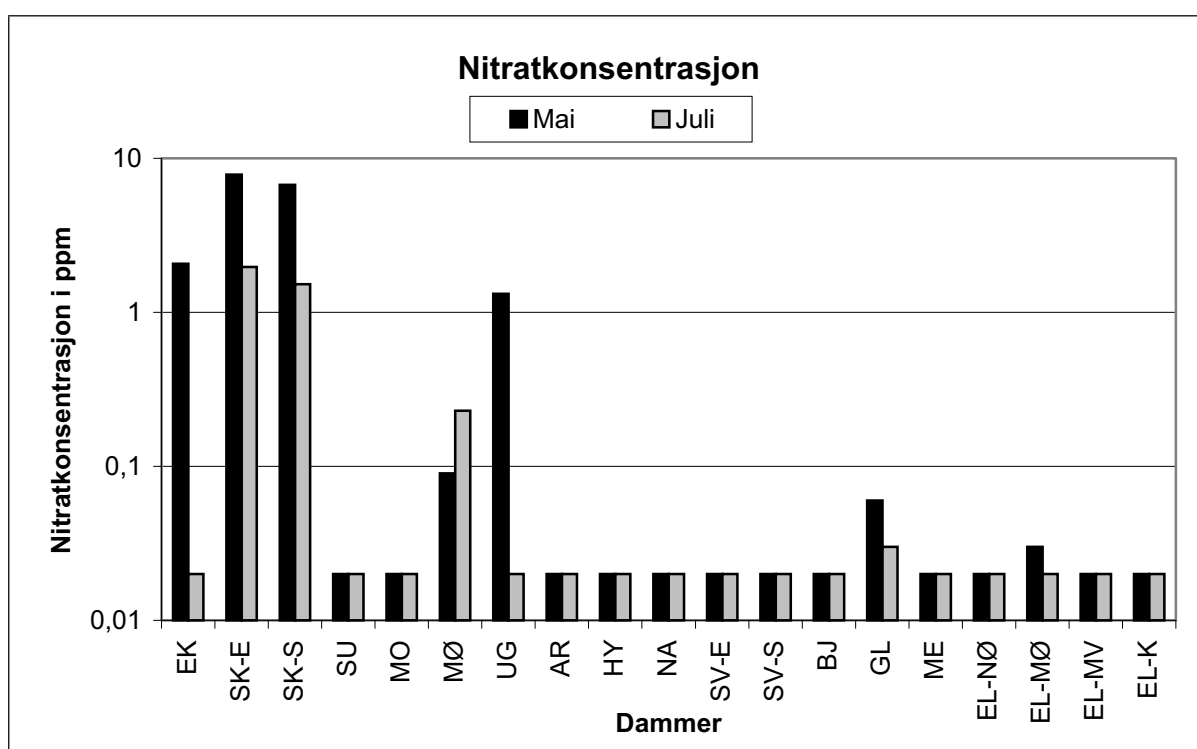
Turbiditeten ble målt kun for vannprøvene tatt i mai og juli (figur 4.1.5). Verdiene varierte mellom 1.9 FTU ved Narvestad i mai og 54.4 FTU ved Mørksand i juli. I mai hadde ingen lokaliteter hadde høyere verdier enn 25 FTU.



Figur 4.1.5. Turbiditet i gårdsdammene ved to prøvetakinger i 2002.

4.1.6 Nitratkonsentrasjon

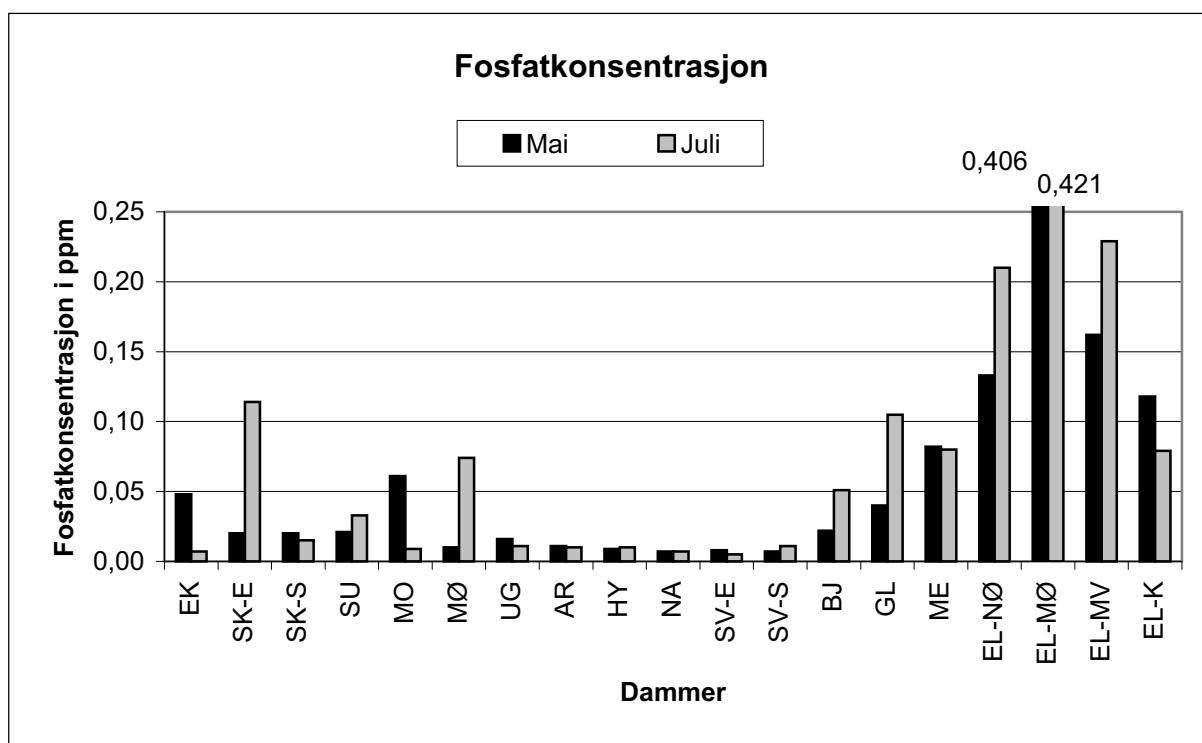
Konsentrasjonene av nitrat ble målt kun for vannprøvene tatt i mai og juli (figur 4.1.6). Analysemetoden har en deteksjonsgrense på 0.02 ppm, og derfor ble nitratkonsentrasjoner under denne grensa gitt verdien 0.02 ppm. Det var betydelig variasjon i nitratkonsentrasjon mellom lokalitetene, men flertallet av lokalitetene hadde verdier mindre enn 0.02 ppm ved begge målinger. Høyeste målte konsentrasjon var 7.82 ppm ved engdammen på Skoftestad i mai. Kun ved Mørksand ble nitratkonsentrasjonen registrert høyere i juli enn i mai.



Figur 4.1.6. Nitratkonsentrasjonen i gårdsdammene ved to prøvetakinger i 2002. Skalaen på Y-aksen er logaritmisk fordi konsentrasjonene i særlig SK-E og SK-S var betraktelig høyere enn de øvrige dammene.

4.1.7 Fosfatkonsentrasjon

Konsentrasjonene av fosfat ble målt kun for vannprøvene tatt i mai og juli (figur 4.1.7). Laveste målte fosfatkonsentrasjon var 0.005 ppm i engdammen på Svenke-Rånås, mens høyeste registrerte konsentrasjon var 0.421 ppm i den midtre østre dammen på Elingård i juli. Sistnevnte dam hadde betydelig høyere fosfatkonsentrasjon ved begge målinger enn noen av de andre lokalitetene.



Figur 4.1.7. Fosfatkonsentrasjonen i gårdsdammene ved to prøvetakinger i 2002. Konsentrasjonene i midtre østre dam på Elingård er angitt i diagrammet, siden disse var betraktelig høyere enn de øvrige verdiene.

Mens skogdammene hadde generelt lavest verdier av de vannkjemiske parametrene som ble målt, hadde tundammene høyest verdier (tabell 4.1.1). Dette gjaldt særlig med hensyn på pH, ledningsevne, vannfarge og fosfatkonsentrasjon. Engdammene hadde derimot høyere gjennomsnittlig pH enn tundammene.

Tabell 4.1.1. De ulike damtypenes middelverdier for noen vannkjemiske parametre.

	pH	Ledningsevne μS/cm	Farge mg Pt/l	Fosfat ppm
Skogdammer	6.70	110	40	0.017
Engdammer	7.10	145	50	0.036
Tundammer	6.80	172	63	0.141

4.2 Ferskvannsf fauna

I alt 62 ferskvannsarter og 102 taxa ble registrert, hvorav tre sneglearter, asell, fire amfibiearter og en fiskeart i tillegg til 53 insektarter (døgnfluer, øyenstikkere, teger og biller). I tillegg til de artsbestemte gruppene ble det funnet muslinger, igler og andre insektgrupper (mudderfluer, vårfluer og sommerfugler). Det var stor variasjon i artsantall (figur 4.2.1) og artssammensetning (figur 4.2.2) mellom lokalitetene og også i artsantall ved de ulike besøkene til den enkelte dam (vedlegg 4 og 5). Skoftestad engdam (SK-E) var den lokaliteten hvor flest arter ble registrert, med 25 arter. Den minst artsrike dammen var midtre vestre dam på Elingård (EL-MV), med kun 6 registrerte arter.

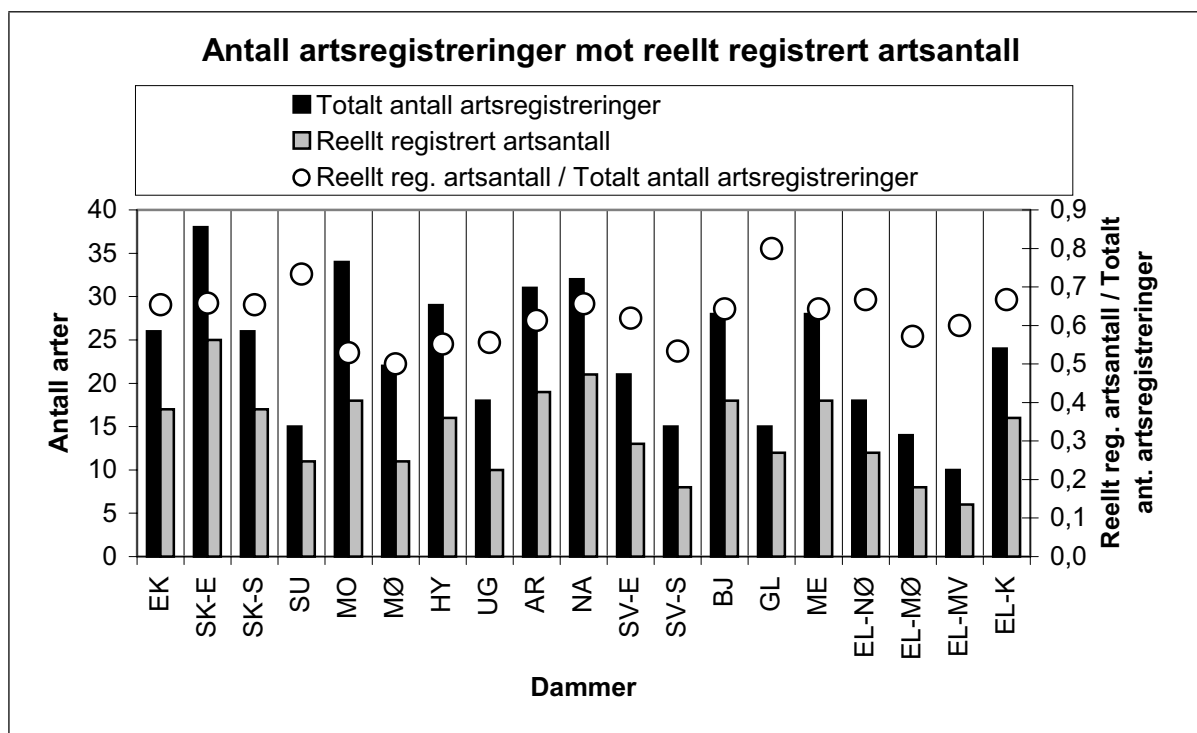
Ved å legge sammen antall artsregistreringer ved de ulike besøkene ved en lokalitet, får man det totale antall artsregistreringer til sammen ved de tre besøkene. Hvis det reelle registrerte artsantallet som ble funnet ved lokalitetene divideres med dette tallet, får vi en verdi som sier noe om hvor mange av de samme artene som ble funnet ved de ulike besøkene (figur 4.2.1, se figurtekst). Ved lokalitet Glenge (GL) var det totale antall artsregistreringer 15, mens det reelle registrerte artsantallet var 12. Det vil si at det var stor grad av ulike arter som ble funnet ved de forskjellige besøkene (reelt reg. artsantall / tot. ant. artsregistreringer = 0.8). Ved lokalitet midtre østre dam på Elingård (EL-MØ) var det totale antall artsregistreringer 19, mens det reelle registrerte artsantallet var 8. Det vil si at mange av de samme artene ble funnet ved de forskjellige besøkene (reelt reg. artsantall / tot. ant. artsregistreringer = 0.42). Verdiene for alle lokalitetene er gitt i vedlegg 5.

Tabell 4.2.1. Registrerte arter/taxa i samtlige lokaliteter. X = registrert, - = ikke registrert.

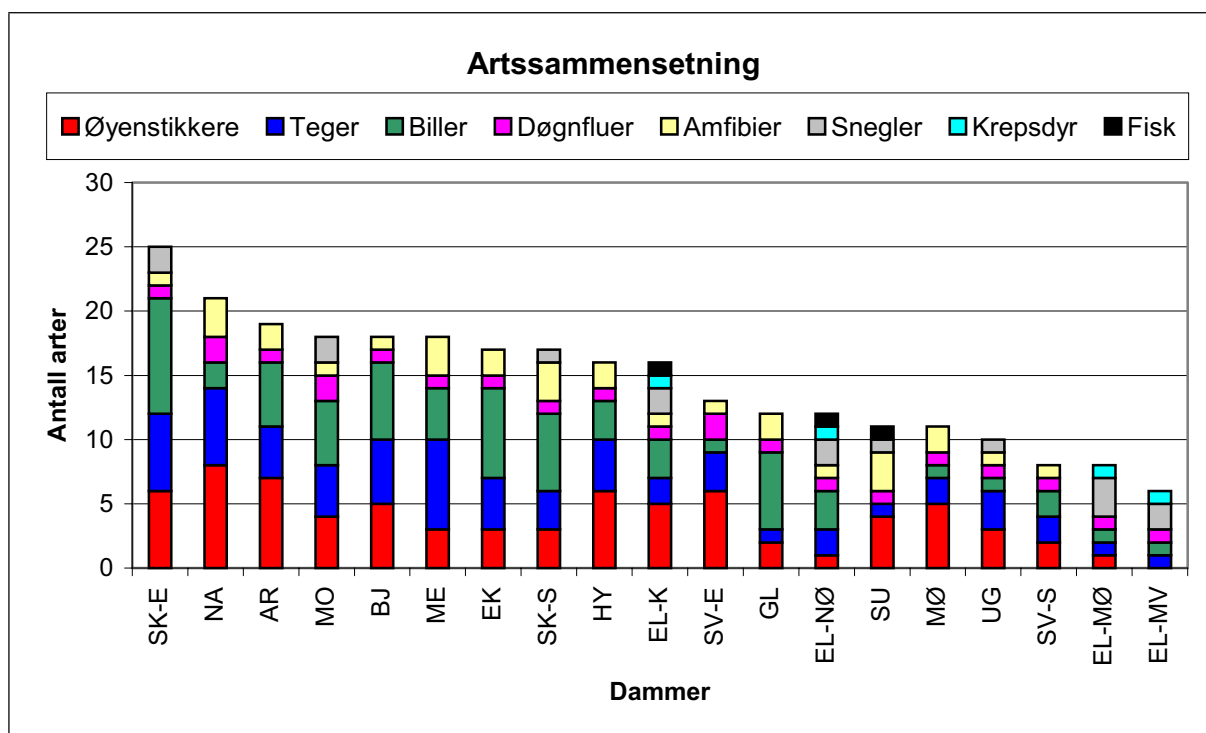
Art/taxon	Lokalitet	EK	SK-E	SK-S	SU	MO	MØ	UG	AR	HY	NA	SV-E	SV-S	BJ	GL	ME	EL-NØ	EL-MØ	EL-MV	EL-K
KL. GASTROPODA - SNEGLER																				
Hippeutis complanatus (L.)		-	X	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	X	X	X
Gyraulus acronicus (FÉRUSSAC)		-	X	X	X	X	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	X
Gyraulus sp.		-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Armiger crista (L.)		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	X	X	-
Gastropoda sp.		-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
KL. BIVALVIA - MUSLINGER																				
Bivalvia sp.		X	-	X	-	-	-	X	X	X	X	-	-	X	-	X	X	X	X	X
KL. HIRUDINEA - IGLER																				
Hirudinea sp.		X	X	X	X	X	-	-	X	-	-	-	-	X	X	-	X	X	X	X
KL MALACOSTRACA - STORKREPS																				
Asellus aquaticus (L.)		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	X	X	X
ORD. EPHEMEROPTERA - DØGNFLUER																				
Siphonuridae sp.		-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cloeon dipterum (LINNAEUS)		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Caenis horaria (LINNAEUS)		-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-
Leptophlebia marginata (LINNAEUS)		-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ephemeroptera sp.		X	-	X	X	-	-	X	-	X	-	-	-	X	-	-	-	-	X	-
ORD. ODONATA - ØYENSTIKKERE																				
U. Ord. Zygoptera - Vannymfer																				
Lestes sponsa (HANSEMANN)		-	X	X	-	X	X	-	X	X	X	X	-	X	-	-	-	-	-	-
Lestidae sp.		-	X	-	-	-	X	-	X	X	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-
Coenagrion hastulatum (CHARPENTIER)		-	X	-	-	X	X	-	X	X	X	X	-	X	-	-	-	X	-	X
Coenagrionidae sp.		-	X	-	-	-	-	-	X	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Zygoptera sp.		-	X	X	-	X	X	-	X	X	X	X	-	X	X	-	X	-	-	-
U. Ord. Anisoptera - Øyentikkere																				
Aeshna juncea (LINNAEUS)		X	X	-	X	-	X	X	X	X	X	X	-	X	X	-	-	-	-	X
Aeshna cyanea (MÜLLER)		X	X	X	X	-	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	-	-	-	X
Aeshna grandis (LINNAEUS)		X	X	X	X	X	-	X	X	X	X	-	X	-	-	X	X	-	-	X
Aeshnidae sp.		X	X	X	-	X	X	-	X	X	X	X	X	X	-	X	X	-	-	X
Cordulia aenea (LINNAEUS)		-	-	-	-	X	X	-	X	X	X	-	-	X	-	-	-	-	-	-
Corduliidae sp.		-	-	X	X	X	X	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Somatochlora metallica (VANDER LINDEN)		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X
Libellula depressa LINNAEUS		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	X	-	-	-	-
Libellulidae sp.		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-
Sympetrum vulgatum (LINNAEUS)		-	X	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sympetrum danae (SULTZER)		-	-	-	X	-	-	-	X	-	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-
Libelluliidae/Corduliidae sp.		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	X	-	-	-	X	-	-
Anisoptera-larver ikke libell./cordul.		-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-
ORD. HETEROPTERA - TEGER																				
Fam. Gerridae - Vannløpere																				
Gerris odontogaster (ZETTERSTEDT)		-	-	-	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Gerris lacustris (LINNAEUS)		X	X	X	-	X	X	X	X	X	-	-	-	X	-	X	-	-	-	-
Gerris-larver		-	-	X	-	-	-	X	-	-	-	X	X	-	X	-	X	-	-	-
Limnoporus rufoscutellatus (LATREILLE)		X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-
Fam. Nepidae - Vannskorpioner																				
Nepa cinerea LINNAEUS		-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Fam. Notonectidae - Ryggsvømmere																				
Notonecta glauca LINNAEUS		X	X	X	-	X	X	X	-	X	X	X	-	X	-	X	X	X	X	X
Notonecta lutea MÜLLER		-	-	-	-	X	-	-	X	-	X	-	X	-	-	-	-	-	-	-
Notonecta lutea/reuteri MÜLLER/HUNGERFORD		X	X	X	-	X	X	X	X	X	X	X	-	X	X	X	X	X	X	X
Ryggsvømmer-larver		-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Fam. Corixidae - Buksvømmere																				
Corixa dentipes (THOMSON)		-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Corixa punctata (ILLIGER)		-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-
Sigara distincta (FIEBER)		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-
Sigara fossarum (LEACH)		-	-	-	-	-	-	-	-	X	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-
Sigara nigrolineata (FIEBER)		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-
Sigara limitata (FIEBER)		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	X	-	-	-	-
Sigara semistriata (FIEBER)		-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	X	-	-	-	-	-	-
Sigara sp.		-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-
Hesperocorixa linnei (FIEBER)		-	X	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hesperocorixa sahlbergi (FIEBER)		X	X	X	-	-	-	X	X	X	X	-	X	X	X	X	X	-	-	X
Corixidae-larver		X	X	X	-	X	-	X	-	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	-

Tabell 4.2.1 forts.

Art/taxon	Lokalitet	EK	SK-E	SK-S	SU	MO	MØ	UG	AR	HY	NA	SV-E	SV-S	BJ	GL	ME	EL-NØ	EL-MØ	EL-MV	EL-K
ORD. COLEOPTERA - BILLER																				
Fam. Haliplidae - Vanntråkkere																				
Haliplus flavicollis STURM		-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Haliplus fulvus (FABRICIUS)		-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Haliplus ruficollis (DeGEER)		X	X	X	-	X	-	-	X	-	-	-	-	X	-	-	X	X	-	-
Haliplus heydeni WEHNCK		X	X	X	-	X	-	X	X	-	-	-	-	X	-	-	-	-	X	X
Haliplus immaculatus GERHARDT		-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Haliplus sp.		X	X	-	-	X	-	X	X	-	-	-	-	X	-	-	-	-	X	X
Halplidae-larve		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-
Fam. Dysticidae - Vannkalver																				
Hygrotus inaequalis (FABRICIUS)		X	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	X	-	-	-
Hyphydrus ovatus (LINNAEUS)		-	-	-	-	X	-	-	-	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hydroporus nigrita (FABRICIUS)		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-
Hydroporus planus (FABRICIUS)		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-
Hydroporus umbrosus (GYLLENHAL)		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-
Hydroporus incognitus SHARP		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	X	-	-	-	-
Hydroporus palustris (LINNAEUS)		X	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	X	-	X	X	-	-	-	-
Hydroporus sp.		-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Graptodytes pictus (FABRICIUS)		-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Agabus bipustulatus (LINNAEUS)		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	X	-	-	-	-
Agabus sturmii (GYLLENHAL)		-	X	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	X
Agabus sp.		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-
Ilybius ater (DeGEER)		-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X
Ilybius fuliginosus (FABRICIUS)		-	X	-	-	-	-	-	-	X	-	-	X	X	-	-	-	-	-	-
Rhantus exsoletus (FORSTER)		-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-
Acilius sulcatus (LINNAEUS)		-	-	X	-	-	-	-	X	X	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-
Dytiscus marginalis LINNAEUS		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-
Dytiscidae-larver		X	X	X	-	X	X	X	X	-	X	-	X	X	X	X	X	X	X	X
Fam. Gyrinidae - Virvlere																				
Gyrinidae sp.		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-
Gyrinidae-larver		-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-
Fam. Hydrophilidae - Vannkjær																				
Helophorus brevipalpis BEDEL		X	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Helophorus sp.		-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	X	-	X	-	-
Hydrochus brevis (HERBST)		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-
Anacaena lutescens (STEPHENS)		X	X	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Laccobius minutus (LINNAEUS)		-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Laccobius sp.		X	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Enochrus ochropterus (MARSHAM)		X	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hydrophilidae-larver		X	X	-	-	-	-	-	X	-	X	-	X	X	X	-	X	X	-	X
Fam. Chrysomelidae - Bladbiller																				
Donacia sp.		-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-
Donacia-larve		-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chrysomelidae-larve		X	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Fam. Curculionidae - Snutebiller																				
Bagous sp.		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-
Curculionidae sp.		-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Fam. Staphylinidae - Kortvinger																				
Staphylinidae sp.		-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-
ORD. MEGALOPTERA - MUDDERFLUER																				
Sialis sp.		-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	X	X	-	X	-	-	-	-	-
ORD. TRICHOPTERA - VÅRFLUER																				
Trichoptera sp.		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	-	X	X	X	X	X
ORD. LEPIDOPTERA - SOMMERFUGLER																				
Pyrallidae sp.		-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
KL. AMPHIBIA - AMFIBIER																				
Triturus vulgaris (LINNAEUS)		X	X	X	X	X	X	-	X	X	X	X	-	X	-	X	X	-	-	X
Triturus cristatus (LAURENTI)		X	-	X	-	-	X	X	X	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Triturus sp.		X	X	X	-	-	-	X	X	X	X	-	-	X	-	-	-	X	-	-
Rana temporaria LINNAEUS		-	-	-	X	-	-	-	-	-	X	-	X	-	X	X	-	-	-	-
Rana sp.		-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	X	-	-	X	-	-	-	-
Bufo bufo (LINNAEUS)		-	-	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	X	-	-	-	-
ORD. CYPRINIFORMES - KARPEFISK																				
Carassius carassius - karuss (LINNAEUS)		-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	X



Figur 4.2.1. Figuren viser reelt registrert artsantall og totalt antall artsregistreringer i hver lokalitet. Reelt registrert artsantall er antallet arter som ble funnet i lokaliteten i løpet av hele prøveperioden. Totalt antall artsregistreringer er artsantallene ved hvert besøk, summert (ant. arter i mai + ant. arter i juli + ant. arter i september). En verdi på 1.0 vil si at det ble funnet kun ulike arter ved hvert besøk (artsregistreringer ved ulike besøk summert, er likt som det reelle artsantallet), mens en verdi på 0.33 vil si at alle artene som ble registrert i dammen ble funnet ved hvert besøk (totalt antall artsregistreringer er 3 ganger så høyt som det reelle registrerte artsantallet).



Figur 4.2.2. Viser artssammensetningen i de ulike lokalitetene ordnet etter antall arter.

4.2.1 Lokaltetene – kjemi og fauna

Totalt 19 dammer ble undersøkt sommeren 2002. Den totale oversikten over kjemiske målinger, damegenskaper og artsregistreringer finnes i henholdsvis vedlegg 2, vedlegg 3 og vedlegg 4. I det følgende beskrives kort egenskaper ved lokalitetene og litt om faunaen. Når det gjelder kommentarer om diversitet, gjelder dette Simpson's diversitetsindeks, og denne er beregnet og nærmere omtalt i kapittel 4.3.3. Registreringer av rødlistearter og alle amfibiartene nevnes. Alle lokalitetene der det ble registrert amfibier, var ynglelokaliteter.

Ekeberg

I denne lokaliteten ble det målt relativt høy turbiditet i juli; 33.0 FTU og høy nitratkonsentrasjon i mai; 2.07 ppm. Dammen var middels artsrik, med syv arter biller av 17 arter totalt. Lokaliteten var en av de to der vannløperen *Limnopus rufoscutellatus* ble funnet. Både liten salamander (*Triturus vulgaris*) og stor salamander (*Triturus cristatus*) ble også funnet. Vannkjærene *Helophorus brevipalpis* og *Enochrus ochropterus* ble bare funnet i denne lokaliteten og Skoftestad engdam.

Skoftestad – engdam

Den høyeste registrerte vannfargen ble målt her; 177 mg Pt/l i juli, selv om verdien for mai var lav. Vannet hadde relativt høy turbiditet i juli; 33.6 FTU, og høy nitratkonsentrasjon ved begge målinger. Den høyeste registrerte nitratkonsentrasjon av samtlige lokaliteter, 7.82 ppm, ble gjort i denne dammen i mai. Selv om dette var den mest artsrike lokaliteten med 25 arter, hvorav ni billearter, seks øyenstikkerarter og seks tegearter, var det likevel den lokaliteten med lavest diversitet ($1/D = 1.56$). Det var en stor bestand av sneglen *Hippeutis complanatus*. Dette var også en av to lokaliteter for den sjeldne øyenstikkeren *Sympetrum vulgatum*, og den eneste for vannskorpion (*Nepa cinerea*) og vannkjæren *Laccobius minutus*. Vannkjærene *H. brevipalpis* og *E. ochropterus* ble bare funnet i denne lokaliteten og ved Ekeberg.

Skoftestad – skogdam

Vannet her hadde høy ledningsevne, særlig i mai, med den høyeste registrerte verdien av samtlige; 433 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Også høy nitratkonsentrasjon ble målt ved begge målinger, med en verdi i mai på 6.72 ppm. Lokaliteten var middels artsrik. Mye igler ble funnet i juli. Det ble

dessuten registrert en stor bestand av buksvømmeren *Hesperocorixa sahlbergi* og dette var eneste dam for vanntråkkeren *Haliphus immaculatus* og vannkalven *Graptodytes pictus*. En god bestand av både liten og stor salamander ble registrert, samt padde (*Bufo bufo*).

Sutterhol

Lokaliteten var artsfattig og kun to lokaliteter hadde lavere diversitet. En enorm tetthet av larver av vanlig frosk (*Rana temporaria*) og padde ble funnet i mai, samt mye karuss (*Carassius carassius*). Kun i engdammen på Svenke-Rånås ble det funnet færre døgnfluer enn her. Av øyenstikkere ble det kun funnet adulte individer (4 arter), bortsett fra en larve av *Corduliidae* sp. Vannløperen *Gerris odontogaster* ble funnet kun i denne dammen og dammen på Moer, og bortsett fra denne og en bladbille-larve (Chrysomelidae) ble ingen andre teger eller biller funnet. Det ble heller ikke funnet mer enn én vårfluellarve. Liten salamander ble registrert i juli. Av over 400 artsbestemte individer som totalt ble funnet i håvsveip (i vannet) i denne dammen, var 37 insekter, hvorav 36 av disse var *C. dipterum*.

Moer

Vannet hadde relativt lav ledningsevne. Store bestander av sneglen *Gyraulus acronicus* og vannkalven *Hyphydrus ovatus* ble funnet. Dette var en av to lokaliteter for døgnfluen *Caenis horaria* og eneste lokalitet for vanntråkkerne *Haliphus flavicollis* og *H. fulvus*. Liten salamander ble registrert. Lokaliteten hadde relativt høy diversitet ($1/D = 7.84$).

Mørksand

Her ble den høyeste turbiditeten av samtlige dammer målt, med en verdi i juli på 54.4 FTU. Det ble også målt en relativt høy nitratkonsentrasjon ved begge målinger. Kun én tegearart (*Notonecta glauca*) og én billeart (*Agabus sturmii*) ble funnet her. I denne dammen var det en god bestand av både liten og stor salamander.

Nordre Ugjestrød

Her ble både laveste og nest høyeste temperaturer registrert, med 12.5 °C i mai, og 20.7°C i september. Lokaliteten hadde også den høyeste gjennomsnittlige ledningsevnen av samtlige

lokaliteter, og lav vannfarge. Det var høy nitratkonsentrasjon i mai, mens den var lav i juli. Det ble funnet få arter i denne lokaliteten, men stor salamander ble registrert.

Arnestad

Dammen var lite turbid. Det var den eneste lokaliteten for buksvømmeren *Corixa dentipes* og en av to lokaliteter for vannkalven *Illybius ater*. Begge salamanderne ble funnet her.

Hyllibråten

Denne lokaliteten hadde lavest gjennomsnittlige ledningsevne av samtlige lokaliteter samt lav vannfarge og turbiditet. Det var en av to lokaliteter hvor det ble funnet akvatiske snutebiller (fam. Curculionidae). Både stor og liten salamander ble dessuten funnet her.

Narvestad

Vannet i denne dammen hadde både lav ledningsevne og turbiditet, med den laveste registrerte turbiditeten; 1.9 FTU i mai. Samfunnet var artsrikt, og denne lokaliteten hadde høyest diversitet av samtlige ($1/D = 9.33$). Hele åtte øyestikkerarter ble funnet her, deriblant den sjeldne *S. vulgatum*. Det var den eneste lokaliteten for døgnfluen *Leptophlebia marginata* og døgnfluefamilien *Siphonuridae* og en av to lokaliteter for buksvømmerne *Sigara semistriata* og *Hesperocorixa linnei*. Liten og stor salamander, samt vanlig frosk ble funnet.

Svenke-Rånås engdam

Denne hadde høyest gjennomsnittstemperatur og lavest registrerte fosfatkonsentrasjon (0.005 ppm i juli) av samtlige dammer. Ledningsevne og vannfarge var lav ved alle målinger. Dette var den lokaliteten der det ble funnet færrest døgnfluer, men en av to lokaliteter der *C. horaria* fantes. Av rødlistearter fantes øyestikkeren *Libellula depressa* og buksvømmeren *Sigara limitata* her. Kun én billeart (*Acilius sulcatus*) ble funnet. En stor bestand av liten salamander ble registrert.

Svenke-Rånås skogdam

Denne dammen hadde den laveste registrerte gjennomsnittlige pH-verdien av samtlige dammer, samt lav ledningsevne. Dammen var artsfattig med kun åtte registrerte arter, men

hadde en stor bestand av vårfluer. Av amfibier ble vanlig frosk funnet. Dammen hadde betydelig lavere diversitet ($1/D = 4.4$) enn de andre skogdammene.

Øvre Bjerketvedt

I denne myrpregede dammen var det lav ledningsevne. Det ble funnet en stor bestand av muslinger. Dette var en av to lokaliteter for vannløperen *Limnopus rufoscutellatus*, buksvømmeren *S. semistriata* og akvatiske snutebiller (*Bagous sp.*), og eneste lokalitet for vannkalven *Hydroporus umbrosus* og vannkjæren *Hydrochus brevis*. En god bestand av liten salamander fantes også her.

Glenge

Denne lokaliteten hadde lavest gjennomsnittlig vanntemperatur og lavest registrerte pH-verdi; 5.54 i september. Vannet hadde høyt fargetall i juli; 163 mg Pt/l og høyeste vannfarge av alle dammene i mai; 90 mg Pt/l. I juli og september ble det kun gjort henholdsvis to og tre artsregistreringer her. Det var eneste lokalitet for vannkalvene *Hydroporus nigrita* og *H. planus*, og en av to lokaliteter for *H. incognitus* og *Agabus bipustulatus*. Hele seks av ti insektarter som ble registrert i denne dammen var vannkalver. I tillegg ble det funnet to tegearter og to øyenstikkerarter, og dette var eneste dam hvor det ikke ble registrert vårfluer. Dette var også eneste lokalitet for adulte virvlere (Gyrinidae). Store mengder larver av vannkjær ble funnet i mai. Av amfibier ble vanlig frosk og padde funnet.

Meum

Høyeste gjennomsnittlige pH og høyeste registrerte pH-verdi (9.3 i mai) ble målt i denne dammen, mens ledningsevnen var lav. Dette var en av to lokaliteter for buksvømmeren *Corixa punctata* og for den sårbare øyenstikkeren *Libellula depressa*. Dammen var en rik tegelokalitet, ved at det fantes store bestander av både buksvømmere og ryggsvømmere. Det var eneste lokalitet for buksvømmerne *Sigara distincta* og *S. nigrolineata* og en av to lokaliteter for rødlistearten *S. limitata*. Dette var også en av to lokaliteter for vannkalvene *H. incognitus* og *A. bipustulatus* og eneste lokalitet for *Dytiscus marginalis* (stor vannkalv). Det ble også funnet liten salamander og en stor bestand av vanlig frosk og padde.

Elingård

De tre dammene øverst i hagen (vollgravdammene) hadde høy ledningsevne ved alle målinger, mens karpedammen hadde lavere verdier. Dammene her hadde også generelt høye fosfatkonsentrasjoner; opptil 0.421 ppm i midtre østre dam. I alle dammene var det rikt med snegler, muslinger, igler og isopoder. Dette var eneste lokalitet for *Armiger crista* (ribbesnegl), som fantes i alle de tre vollgravdammene, og *Asellus aquaticus* (gråsugge), som fantes i alle de fire dammene her. Insektfaunaen var derimot fattig. Det ble funnet karuss i to av dammene. Alle de fire dammene her var blant de syv med lavest diversitet. Det ble eksempelvis ikke funnet mer enn to tegearter i noen av dammene. I de to østlige dammene ble det bare funnet til sammen to øyestikkerarter, mens det i den vestre ble funnet én tegart og ingen øyestikkere. Karpedammen nederst i hagen var rikere med hensyn på arter, særlig øyestikkere, ved at det ble funnet fem arter der. Seks billearter ble til sammen funnet i de fire dammene. Uten at Dolmen (1992) registrerte stor salamander selv, henviste han til en tidligere, usikker observasjon av arten. I denne undersøkelsen ble det ikke registrert stor salamander på Elingård.

– nordøstre vollgrav

Her var det en stor bestand av sneglen *H. complanatus* og *A. aquaticus*. Dette var en av to lokaliteter for vannkalven *Rhantus exsoletus*. Liten salamander, samt karuss ble registrert her.

– midtre østre vollgrav

Denne dammen hadde den høyeste registrerte fosfatkonsentrasjonen; 0.421 ppm i juli. En liten salamanderlarve (*Triturus sp.*) ble funnet.

– midtre vestre vollgrav

Dette var den artsfattigste dammen i undersøkelsen. Kun seks artsregistreringer ble gjort, hvorav tre var insektarter. Mye andemat gjorde det vanskelig å få effektive håvtrekk.

– Karpedammen

Dette var en relativt artsrik dam, som derfor skilte seg ut fra de øvrige dammene på Elingård. Fem øyestikkerarter ble funnet, og dette var eneste lokalitet for øyestikkeren *Somatochlora metallica* og en av to lokaliteter for vannkalven *I. ater*. Liten salamander og karuss ble funnet.

4.2.2 Artsmangfold

Den totale oversikt over antall individer av alle taxa ved ulike tider finnes i vedlegg 4. Tabell 4.2.1 viser registrerte taxa i lokalitetene. Mudderfluer, vårfluer og sommerfugler er beskrevet i et delkapittel til slutt.

Gastropoda – Snegler

Det ble funnet tre arter fordelt på ni lokaliteter. *H. complanatus* og *G. acronicus* ble funnet i henholdsvis seks og syv lokaliteter, mens *Armiger crista* ble funnet i tre, alle på Elingård.

Bivalvia – Muslinger

Det ble funnet muslinger i 12 lokaliteter. Disse ble ikke artsbestemt. Gjennom uparet t-test viste det seg at dammer der muslinger ble registrert hadde signifikant høyere ledningsevne ($p = 0.038$) enn der de ikke ble registrert (tabell 4.2.2, totale resultat i vedlegg 6).

Tabell 4.2.2. Resultater fra uparet t-test av forskjeller mellom lokaliteter der muslinger ble registrert (+) og der de ikke ble registrert (-). Bare de signifikante resultatene ($p < 0.05$) er vist i tabellen.

Art	Økologisk parameter		Gjennomsnitt	Standardavvik	p-verdi
Bivalvia sp.	Ledningsevne ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	+	182	123	0.038
		-	87.9	57.4	

Hirudinea – Igler

Det ble funnet igler i 12 lokaliteter. Disse ble ikke artsbestemt. Gjennom uparet t-test viste det seg at dammene der det ble registrert igler hadde signifikant høyere både vannfarge ($p = 0.16$) og fosfatkonsentrasjon ($p = 0.030$) enn dammer der de ikke ble registrert (tabell 4.2.3, totale resultat fra t-test i vedlegg 6).

Tabell 4.2.3. Resultater fra uparet t-test av forskjeller mellom lokaliteter der igler ble registrert (+) og der de ikke ble registrert (-). Bare de signifikante resultatene ($p < 0.05$) er vist i tabellen.

Art	Økologisk parameter		Gjennomsnitt	Standardavvik	p-verdi
Hirudinea sp.	Vannfarge (mgPt/l)	+	63.2	26.6	0.016
		-	35.1	18.8	
	Høyeste fosfat-konsentrasjon (ppm)	+	0.118	0.118	0.030
		-	0.030	0.033	

Malacostraca – Storkreps

A. aquaticus ble funnet i fire dammer, alle på Elingård.

Ephemeroptera - Døgnfluer

Det ble funnet tre arter døgnfluer. *Cloeon dipterum* ble funnet i alle lokalitetene, mens *Caenis horaria* og *Leptophlebia marginata* ble funnet i henholdsvis to og en lokaliteter. To individer av familien *Siphonuridae* ble funnet ved Narvestad, men ble ikke artsbestemt. Metoden for kvantifisering av døgnfluene ga bare estimer av tetthetene (tabell 4.2.4).

Tabell 4.2.4. Estimer av antall døgnfluer i prøvene fra de ulike lokalitetene.

	EK	SK-E	SK-S	SU	MO	MØ	HY	UG	AR	NA	SV-E	SV-S	BJ	GL	ME	EL-NØ	EL-MØ	EL-MV	EL-K
MAI	300	300	300	2	150	300	20	300	400	150	13	28	300	1	300	31	14	34	46
JULI	150	500	300	36	200	600	350	700	600	32	2	20	600	14	500	150	12	44	8
SEPT	300	300	300	5	150	300	150	500	600	28	21	9	300	57	400	150	100	400	150

Odonata - Øyenstikkere

Ti arter øyenstikkere ble registrert; to vannymfer (Zygoptera) og åtte libeller (Anisoptera). Kun ved en lokalitet ble det ikke registrert øyenstikkere (Midtre vestre tundam på Elingård, EL-MV). Ved Sutterhol ble det ikke gjort noen artsregistreringer i selve dammen (fire arter som voksne), men et individ av familien Corduliidae ble funnet. Den mest utbredte arten var *Aeshna cyanea* som ble funnet ved hele 15 av de 19 lokalitetene. Den truede *Libellula depressa* ble registrert i to lokaliteter, Meum og engdammen på Svenke-Rånås. Larve ble funnet ved begge lokaliteter, mens adulte individer med sikkerhet bare ble registrert på Meum. På Svenke-Rånås ble det gjort en usikker observasjon av et adult individ. Den sjeldne *Sympetrum vulgatum* ble funnet i to lokaliteter; Skoftestad engdam og Narvestad.

Gjennom t-test av lokalitetene der øyestikkerartene ble registrert og ikke ble registrert, var det signifikante forskjeller for fire arter. Dammer der *Lestes sponsa* fantes var signifikant dypere ($p = 0.28$), lokaliteter der *Cordulia aenea* fantes hadde signifikant lavere ledningsevne ($p = 0.032$), lokaliteter der *Libellula depressa* fantes hadde signifikant lavere ledningsevne ($p = <0.01$) og vannfarge ($p = 0.025$) og dammer der *Sympetrum danae* fantes hadde signifikant lavere maksimal fosfatkonsentrasjon ($p = 0.007$), enn der de ikke fantes (tabell 4.2.5, totale resultater fra t-test i vedlegg 7).

Tabell 4.2.5. Resultater fra uparet t-test av forskjeller mellom lokaliteter der de ulike øyestikkerartene ble registrert (+) og der de ikke ble registrert (-). Bare de signifikante resultatene ($p < 0.05$) er vist i tabellen.

Art	Økologisk parameter		Gjennomsnitt	Standardavvik	p-verdi
<i>Lestes sponsa</i>	Dybde (m)	+	2.72	0.80	0.028
		-	1.9	0.66	
<i>Cordulia aenea</i>	Ledningsevne ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	+	76.7	73.5	0.032
		-	180	114	
<i>Libellula depressa</i>	Ledningsevne ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	+	39.0	4.24	<0.01
		-	160	112	
	Vannfarge (mgPt/l)	+	28.5	7.78	0.025
		-	55.7	27.4	
<i>Sympetrum danae</i>	Høyeste fosfat-konsentrasjon (ppm)	+	0.0148	0.0123	0.007
		-	0.105	0.110	

Heteroptera - Teger

Det ble registrert til sammen 15 tegearter; tre vannløpere (Gerridae), en vannskorpion (Nepidae), to ryggsvømmere (Notonectidae) og ni buksvømmere (Corixidae). Ryggsvømmeren *Notonecta glauca* var den mest utbredte teger med forekomst i 15 lokaliteter. Av vannløpere ble *Gerris lacustris* funnet i 10 lokaliteter, og av buksvømmere var det *Hesperocorixa sahlbergi* som var den mest utbredte, med forekomst i 13 dammer. De to sjeldne buksvømmerne *Sigara limitata* og *Corixa punctata* ble funnet i to dammer (henholdsvis Svenke-Rånås engdam / Meum og Skoftestad engdam / Meum). Sistnevnte art var svært tallrik på Meum.

Coleoptera - Biller

Det ble registrert 25 arter biller, hvorav fem vanntråkkere (Haliplidae), 15 vannkalver (Dysticidae) og fem vannkjær (Hydrophilidae). I tillegg ble det funnet virvlere (Gyrinidae),

bladbiller (Chrysomelidae), snutebiller (Curculionidae) og kortvinger (Staphylinidae). Den mest utbredte billearten var vanntråkkeren *Haliphus heydeni*, som ble funnet i ni lokaliteter.

Amphibia – Amfibier

Fire amfibiearter ble funnet, i til sammen 18 av de 19 lokalitetene. Mest utbredt var liten salamander (*Triturus vulgaris*), som ble registrert ved 14 lokaliteter. Stor salamander (*Triturus cristatus*) ble funnet i syv, vanlig frosk (*Rana temporaria*) i fem og padde (*Bufo bufo*) i fire lokaliteter. Dammer der stor salamander ble registrert var signifikant dypere ($p = 0.01$), mindre humuspåvirket ($p = 0.047$) og hadde lavere fosfatkonsentrasjon ($p = 0.021$) enn lokaliteter der den ikke ble registrert, mens dammer der vanlig frosk ble registrert hadde lavere ledningsevne enn lokaliteter der den ikke ble registrert ($p = 0.007$) (tabell 4.2.7, totale resultater fra t-test i vedlegg 8). Liten salamander og padde viste en mer tilfeldig fordeling.

Tabell 4.2.7. Resultater fra uparet t-test av forskjeller mellom lokaliteter der de ulike amfibieartene ble registrert (+) og der de ikke ble registrert (-). Bare de signifikante resultatene ($p < 0.05$) er vist i tabellen.

Art	Økologisk parameter		Gjennomsnitt	Standardavvik	p-verdi
<i>Triturus cristatus</i>	Vannfarge (mgPt/l)	+	38.1	18.60	0.047
		-	61.4	28.40	
	Høyeste fosfat-konsentrasjon (ppm)	+	0.027	0.025	0.021
		-	0.120	0.118	
	Dybde (m)	+	2.9	0.79	0.01
		-	1.8	0.68	
<i>Rana temporaria</i>	Ledningsevne ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	+	64.2	44.10	0.007
		-	177.0	115.00	

Cypriniformes – Karpfisker

Karuss (*Carassius carassius*), ble funnet ved Sutterhol, samt nordøstre dam og Karpedammen på Elingård.

Andre insektgrupper

Mudderfluer, vårfluer og sommerfugler ble ikke artsbestemt. Det ble registrert larver av mudderfluer i fire lokaliteter. Gjennom uparet t-test viste det seg at dammer hvor disse ble registrert hadde signifikant lavere ledningsevne ($p = 0.038$) enn der de ikke ble registrert (tabell 4.2.6, totale resultater fra t-test i vedlegg 6). Vårfluer ble registrert i alle lokaliteter, unntatt Glenge. Ved Arnestad ble det registrert to adulte og en larve av familien Pyralidae.

Tabell 4.2.6. Resultater fra uparet t-test av forskjeller mellom lokaliteter der mudderfluer ble registrert (+) og der de ikke ble registrert (-). Bare de signifikante resultatene ($p < 0.05$) er vist i tabellen.

Art	Økologisk parameter		Gjennomsnitt	Standardavvik	p-verdi
Megaloptera sp.	Ledningsevne ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	+	77.0	48.1	0.038
		-	166	118	

4.3 Sammenlikning mellom dammene

Det ble utført to DCA-analyser og to CCA-analyser, og det var faunasammensetning og kjemiske og fysiske miljøvariabler ved lokalitetene som lå til grunn for disse. Resultatene ble visualisert i diagrammer og forklaring på forkortelser brukt i diagrammene finnes i vedlegg 1.

4.3.1 DCA-ordinasjoner (Detrended Correspondence Analysis)

Ordinasjonsanalyse ble utført både på datasett av forekomst/fravær av arter (kvalitative artslister) og datasett der antall individer var inkludert (kvantitative artslister). I tabell 4.3.1 og 4.3.3 vises de fire første aksenes kumulative forklaringsevne i prosent. Disse er gitt slik at forklaringsevnen under 2. akse er den forklaringsevnen som 1. og 2. akse ga til sammen osv.

Det ble også utført Spearman Rank Order Correlation for å kvantifisere sammenhengen mellom ulike miljøvariabler og de to første ordinasjonsaksene. Dette ble gjort både for forekomst/fravær og antall individer. Miljøvariablene som ble testet var: temperatur i mai, gjennomsnittlig pH, gjennomsnittlig ledningsevne, høyeste målte turbiditet ($\log_{10}$ -transformert), høyeste målte vannfarge ($\log_{10}$ -transformert), høyeste målte nitratkonsentrasjon, høyeste målte fosfatkonsentrasjon ($\log_{10}$ -transformert), dybde ($\log_{10}$ -transformert), areal ($\log_{10}$ -transformert), indeksvolum ($\log_{10}$ -transformert dybde multiplisert med $\log_{10}$ -transformert areal), soleksponering, avstand til nærmeste stillestående vannforekomst (i meter) (ANV), antall dammer innenfor en 1 km radius (AntD) og høyde over havet. Aksenes største forklaringsevne var i analysen der antall individer lå til grunn.

DCA av artsliste med forekomst/fravær (kvalitativ)

For ordinasjonen av forekomst/fravær, kunne de to første aksene forklare 24.3% av artsvariasjonen (tabell 4.3.1). For 1. akse var egenverdien relativt lav; 0.380, og gradientlengden 3.2 SD-enheter. 2. aksens gradientlengde var 1.857. Det var signifikant korrelasjon mellom 1. akse og miljøvariablene gjennomsnittlig ledningsevne ($p = 0.0084$), høyest målte fosfatkonsentrasjon ($p = 0.007$), avstand til nærmeste dam ($p = 0.0114$) og antall dammer innenfor 1 km radius ($p < 0.001$), mens 2. aksens var signifikant korrelert med gjennomsnittlig pH ($p = 0.0019$) (tabell 4.3.2).

Variablene som i første rekke kunne forklare forskjellene i artsdata mellom dammene i denne analysen var altså ledningsevne, fosfatkonsentrasjon, pH, avstand til nærmeste dam og hvor mange dammer som lå innenfor 1 km radius. I ordinasjonsdiagrammene vises dette med at høye verdier langs 1. akse representerer høye verdier av fosfatkonsentrasjon og ledningsevne, samt AntD og lave verdier av ANV, mens høye og lave verdier langs 2. akse representerer henholdsvis høye og lave verdier av pH.

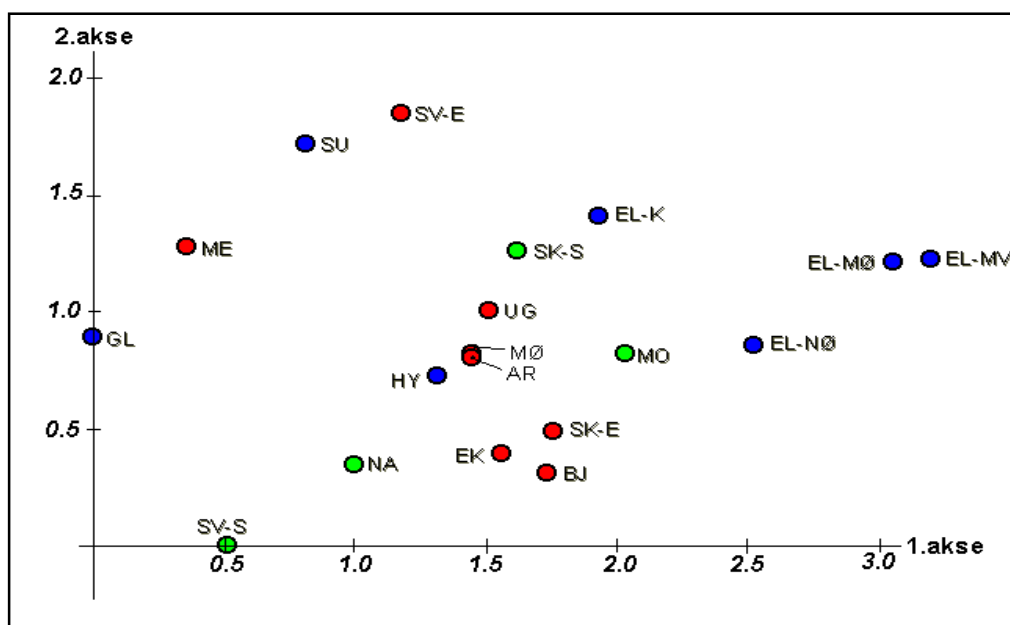
Figur 4.3.1 viser hvordan lokalitetene plasserte seg i koordinatsystemet ved DCA-ordinasjon av datasettet med forekomst/fravær. Det var en tendens til samling av lokalitetene mot senter langs begge aksene, med noen lokaliteter lenger ut. Det var særlig engdammene som var sentrert i koordinatsystemet, med unntak av ME og SV-E. Lokaliteter i sentrum av et ordinasjonsdiagram har "vanlig" artssammensetning, og inneholder ingen av de artene som plasserer seg i utkanten av artsplottet. Lokalitetene på Elingård lå langt ute langs 1.aksen. Disse inneholdt arter som ble funnet få steder, og gjenspeilet i tillegg de høye verdiene av fosfatkonsentrasjon, ledningsevne og AntD, samt lave verdier av ANV. Tundammene strakk seg over et langt intervall langs 1.akse, og et kortere intervall langs 2. akse, mens engdammene strakk seg over et kort intervall langs 1.akse, og et lengre intervall langs 2. akse (figur 4.3.2). Skogdammene fordelte seg nokså jevnt langs både 1. og 2. akse, men lå relativt samlet med lave verdier langs 2. aksene, noe som gjenspeilet deres lave pH-verdier.

Tabell 4.3.1. DCA av artslister med forekomst/fravær. Sum av alle eigenverdier: 2.168.

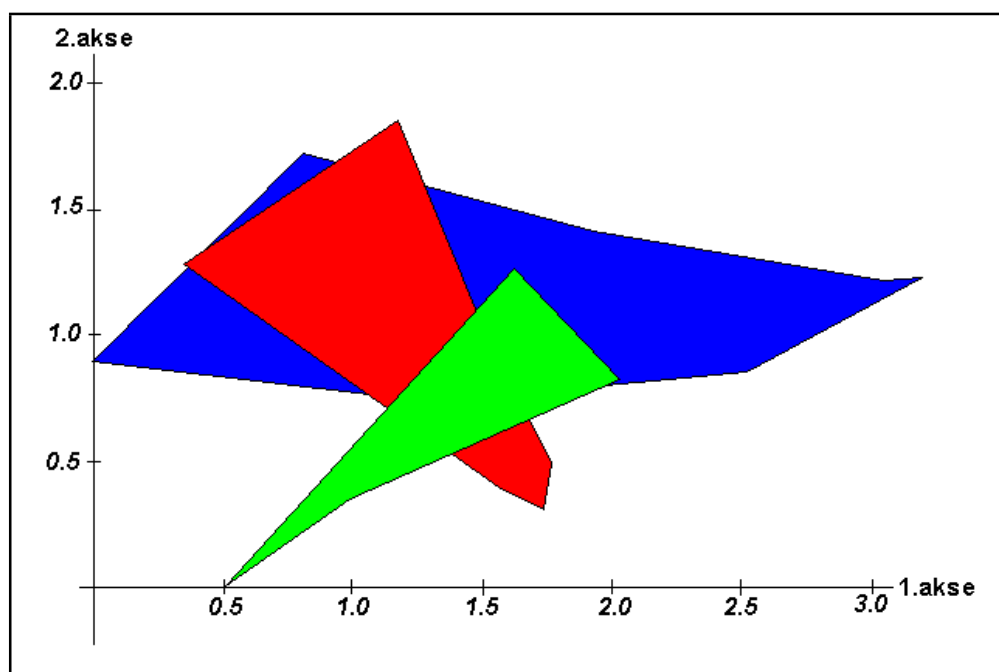
	1.akse	2.akse	3.akse	4.akse
Eigenverdi	0.380	0.147	0.083	0.055
Gradientlengde	3.200	1.857	1.608	1.360
Kumulativ prosentvis forklaringsevne	17.5	24.3	28.1	30.7

Tabell 4.3.2. Resultater etter Spearman Rank Order Correlation mellom miljøvariabler og koordinatene til de to første aksene fra ordinasjonen av forekomst/fravær. *r* viser korrelasjonskoeffisienten. Bare signifikante variabler er listet opp.

	1.akse		2.akse	
Gjennomsnittlig ledningsevne	<i>r</i> = 0.5853	<i>p</i> = 0.0084	-	-
Høyeste målte fosfatkonsentrasjon	<i>r</i> = 0.5959	<i>p</i> = 0.0070	-	-
Avstand til nærmeste dam	<i>r</i> = -0.5669	<i>p</i> = 0.0114	-	-
Ant dammer innenfor 1 km radius	<i>r</i> = 0.7200	<i>p</i> < 0.001	-	-
Gjennomsnittlig pH-verdi	-	-	<i>r</i> = 0.6635	<i>p</i> = 0.0019



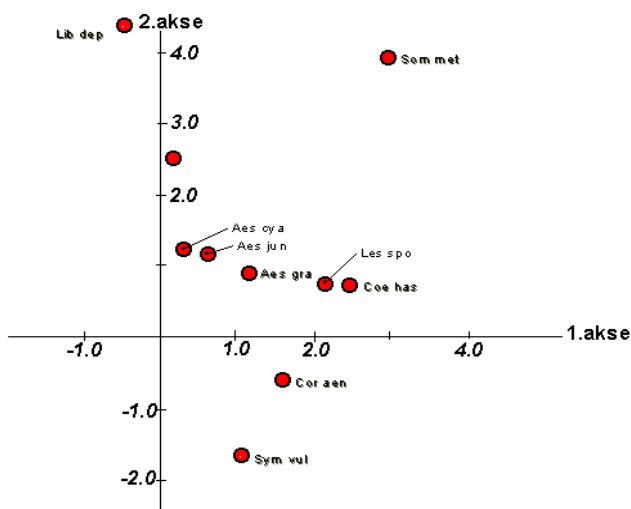
Figur 4.3.1. DCA av artslisten med forekomst/fravær, lokalitetsplot. Røde sirkler er engdammer, blå er tundammer og grønne er skogdammer. Forkortelser er forklart i vedlegg 1.



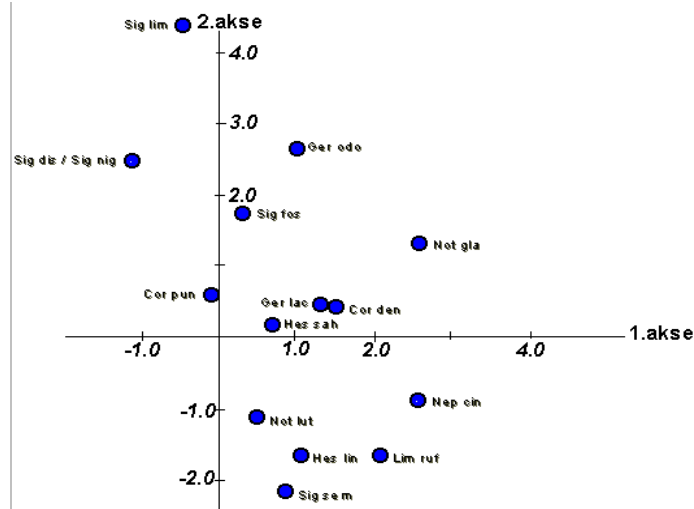
Figur 4.3.2. DCA av artslisten med forekomst/fravær, lokalitetsplot. Areal som dekker dammene; rød er engdammer, blå er tundammer og grønn er skogdammer.

Figur 4.3.3 til figur 4.3.8 viser artenes plassering i diagrammet etter DCA-ordinasjonen av forekomst/fravær. Arter plassert til venstre i diagrammet karakteriserte lokaliteter som var plassert til venstre i lokalitetsplottet, med lave verdier av ledningsevne og fosfatkonsentrasjon, mens arter plassert øverst/nederst i artsplottet karakteriserte lokaliteter som lå øverst/nederst i lokalitetsplottet, med henholdsvis høye og lave pH-verdier. Artene ble fordelt

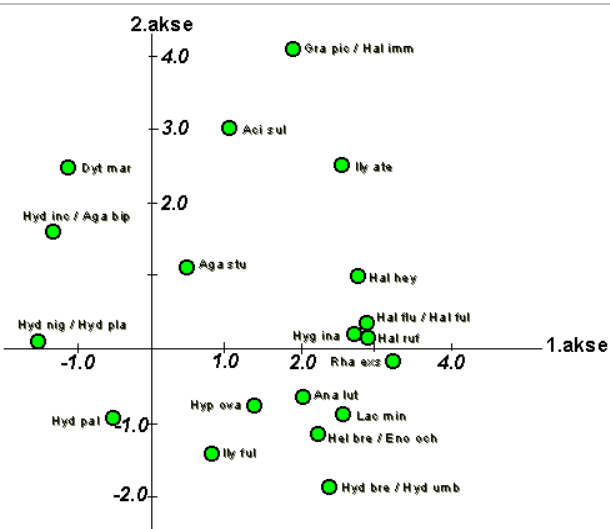
i seks artsplot; øyenstikkere (figur 4.3.3), teger (figur 4.3.4), biller (figur 4.3.5), døgnfluer (figur 4.3.6), amfibier (figur 4.3.7) og øvrige arter (snegler, krepsdyr og fisk) (figur 4.3.8). Det var få arter langs den negative delen av 1. akse. De fleste artene hadde koordinater med positive verdier langs begge aksene, altså tilknyttet middels til høye verdier av ledningsevne og fosfatkonsentrasjon. Arter som lå nær hverandre i diagrammet skal, etter analysen, ha tilnærmet samme økologiske krav, mens de som lå langt fra hverandre er knyttet til lokaliteter som er ulike. De vanligste artene (*C. dipterum* og *N. glauca*) plasserte seg i sentrum av alle artspunktene. Sjeldne arter (*L. depressa* og *S. limitata*) ligger langt ute langs aksene.



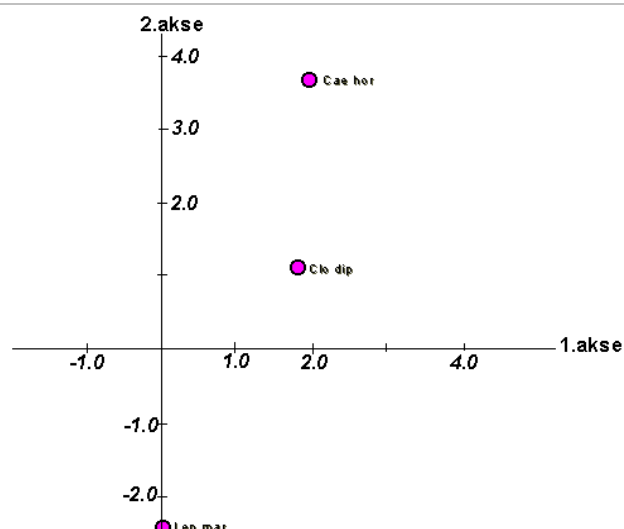
Figur 4.3.3. Ordinasyonsdiagram, DCA, forekomst/fravær, av øyestikkere.



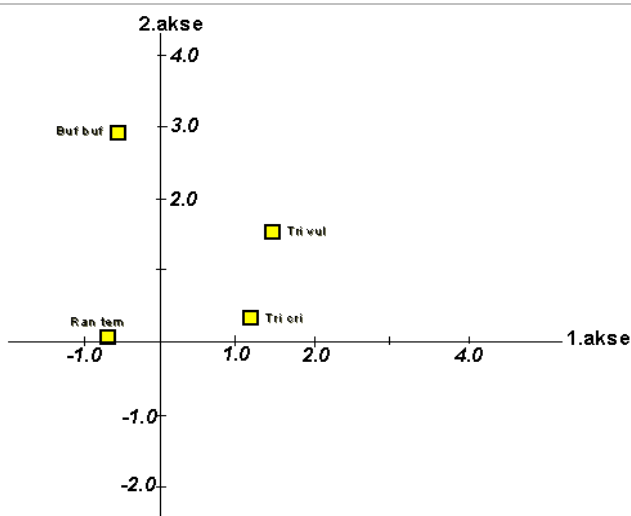
Figur 4.3.4. Ordinasyonsdiagram, DCA, forekomst/fravær, av teger.



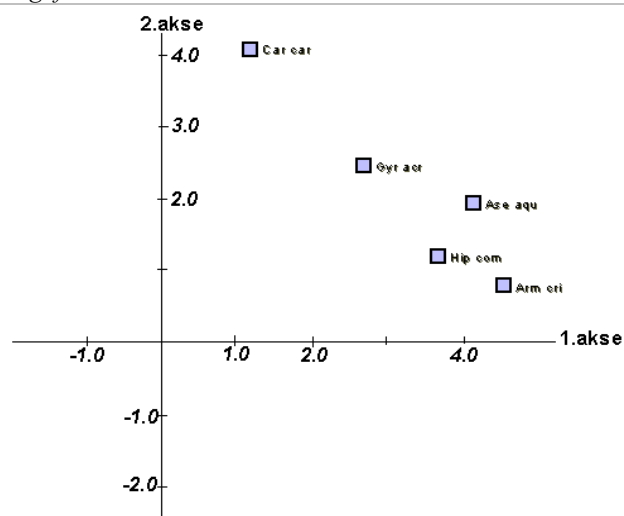
Figur 4.3.5. Ordinasyonsdiagram, DCA, forekomst/fravær, av biller.



Figur 4.3.6. Ordinasyonsdiagram, DCA, forekomst/fravær, av døgnfluer.



Figur 4.3.7. Ordinasyonsdiagram, DCA, forekomst/fravær, av amfibier.



Figur 4.3.8. Ordinasyonsdiagram, DCA, forekomst/fravær, av øvrige arter.

DCA av artsliste med antall individer (kvantitativ)

Denne ordinasjonen ga større forklaringsevne enn DCA-analysen der forekomst/fravær lå til grunn (tabell 4.3.3). 1. akse alene hadde her en kumulativ forklaringsevne på 21.3% og en egenverdi på 0.904, mens de to første aksene kunne forklare nesten 31% av artsvariasjonen. Gradientlengdene var for 1. og 2. akse henholdsvis 4.589 og 2.834, noe som var større enn i den første DCA-analysen. Det var signifikant korrelasjon mellom 1.akse og miljøvariablene gjennomsnittlig ledningsevne ($p = 0.0173$), høyest målte fosfatkonsentrasjon ($p = 0.0152$) og antall dammer innenfor 1 km radius ($p = 0.0247$), mens 2. aksen var signifikant korrelert med både gjennomsnittlig ledningsevne ($p = 0.005$) og høyest målte nitratkonsentrasjon ($p = 0.0210$) (tabell 4.3.4). Siden ikke bare tilstedeværelse av arter, men også antallet av dem, var med i denne analysen, kunne arter som forekom i uvanlig store antall yte en stor tyngde på analysen og plassere seg langt ut langs aksene.

Variablene som i første rekke kunne forklare forskjellene i artsdata mellom dammene i denne analysen var altså fosfat- og nitratkonsentrasjon, hvor mange dammer som lå innenfor 1 km radius og særlig gjennomsnittlig ledningsevne, som hadde god forklaringsevne for artenes fordeling etter begge de to første aksene. Ordinasjonsdiagrammene viste dette ved at høye verdier langs 1. akse – motsatt av den forrige analysen – representerte *lave* verdier av fosfatkonsentrasjon og ledningsevne (negativ korrelasjonskoeffisient (r)), samt lave verdier av ANV, mens høye og lave verdier langs 2. akse representerte henholdsvis *lave* og *høye* verdier av nitratkonsentrasjon og ledningsevne.

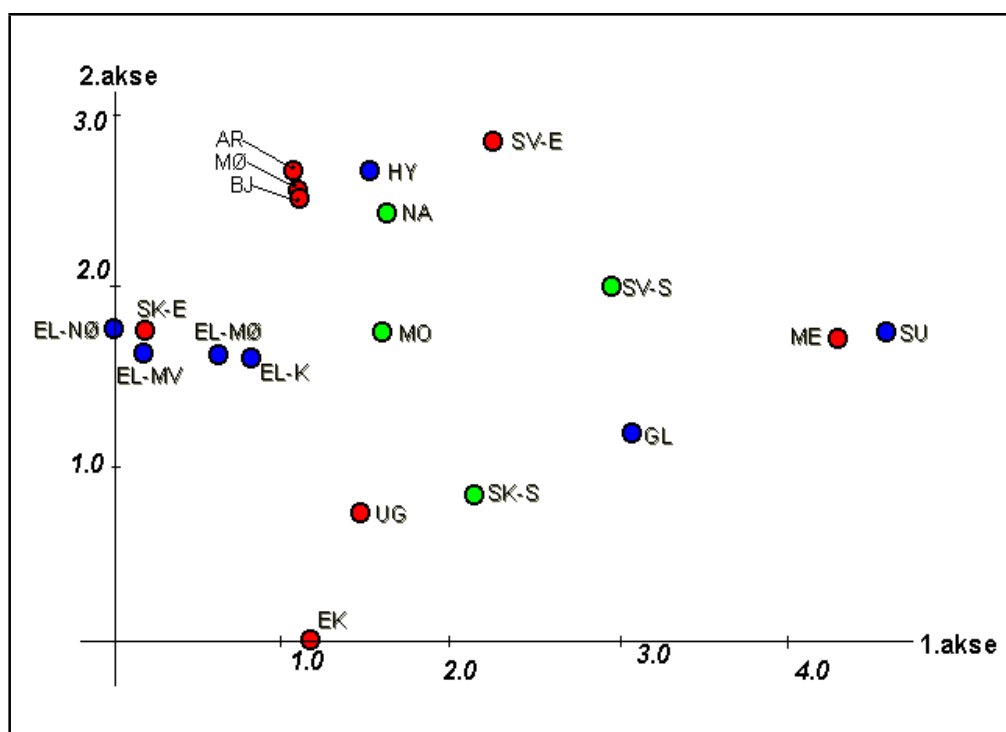
Figur 4.3.9 viser hvordan lokalitetene plasserte seg i koordinatsystemet ved DCA-ordinasjon av datasettet med antall individer. I dette DCA-diagrammet hadde lokalitetene en annen plassering i enn i den forrige, ved at fosfatkonsentrasjon og ledningsevne hadde motsatt korrelasjon med 1. aksen i forhold til hva som var tilfelle i DCA av forekomst/fravær. Dammene på Elingård hadde her derfor svært lave verdier langs 1. akse. Figur 4.3.10 viser at tundammene strakk seg over et langt intervall langs 1.aksen, og et kortere intervall langs 2.aksen, mens engdammene viste stor spredning langs begge aksene og skogdammene, som i den første DCA-analysen, var sentrert langs begge aksene.

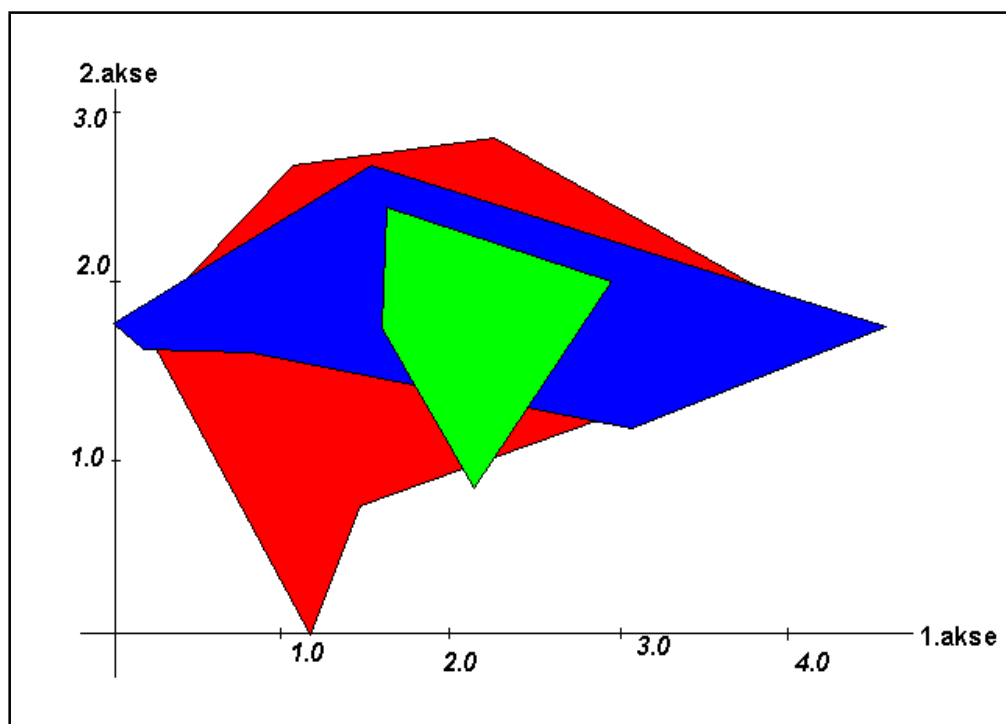
Tabell 4.3.3. DCA av artslister med antall individer. Sum av alle eigenverdiene; 4.237.

	1.akse	2.akse	3.akse	4.akse
Eigenverdi	0.904	0.404	0.172	0.090
Gradientlengde	4.589	2.834	2.592	1.530
Kumulativ prosentvis forklaringsevne	21.3	30.9	34.9	37.1

Tabell 4.3.4. Resultater etter Spearman Rank Order Correlation mellom miljøvariabler og koordinatene til de to første aksene fra ordinasjonen av artslister med antall individer. *r* viser korrelasjonskoeffisienten. Bare signifikante variabler er listet opp.

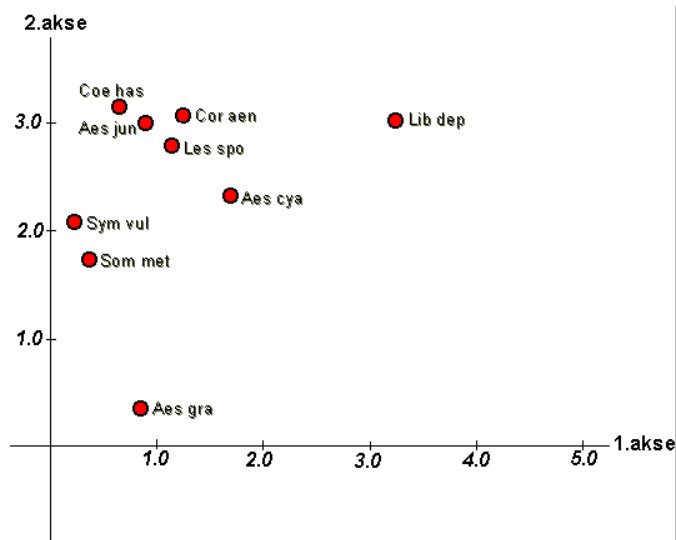
	1.akse		2.akse	
Gjennomsnittlig ledningsevne	<i>r</i> = -0.539	<i>p</i> = 0.0173	<i>r</i> = -0.6152	<i>p</i> = 0.0050
Høyeste målte fosfatkonsentrasjon	<i>r</i> = -0.5476	<i>p</i> = 0.0152	-	-
Ant dammer innenfor 1 km radius	<i>r</i> = -0.5123	<i>p</i> = 0.0247	-	-
Høyeste målte nitratkonsentrasjon	-	-	<i>r</i> = -0.5240	<i>p</i> = 0.0210

**Figur 4.3.9.** DCA av artslisten med antall individer, lokalitetsplot. Røde sirkler er engdammer, blå er tundammer og grønne er skogdammer. Forkortelser er forklart i vedlegg 1.

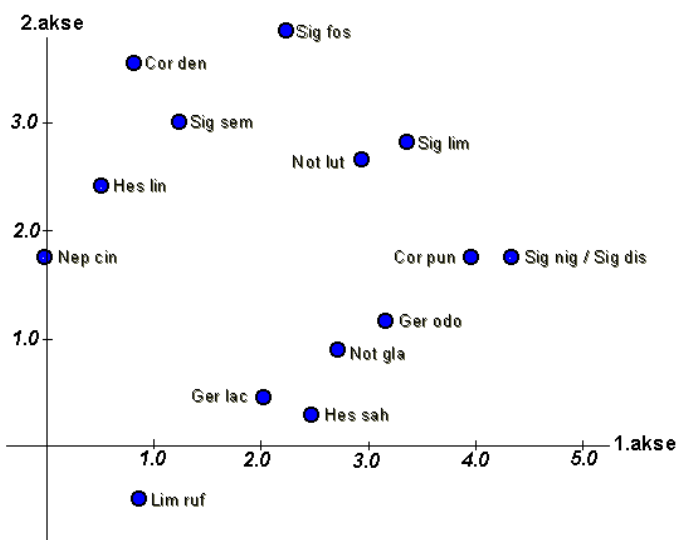


Figur 4.3.10. DCA av artslisten med antall individer, lokalitetsplot. Areal som dekker dammene; rød er engdammer, blå er tundammer og grønn er skogdammer.

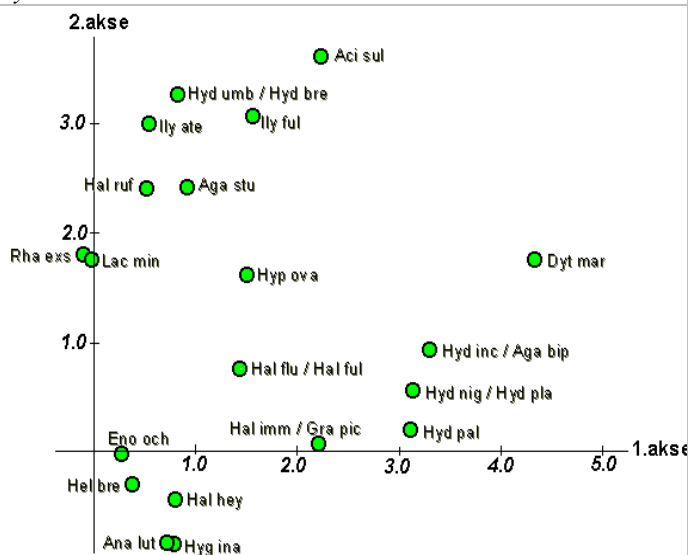
Figur 4.3.11 til figur 4.3.15 viser artenes plassering i diagrammet etter DCA-ordinasjonen av artslistene med antall individer. Artene ble fordelt i fem plot; øyenstikkere (figur 4.3.11), teger (figur 4.3.12), biller (figur 4.3.13), amfibier (figur 4.3.14) og de øvrige artene (snegler, krepsdyr og fisk) (figur 4.3.15). Artene var stort sett plassert på de positive sidene av begge aksene, og viste derfor en fordeling etter lave verdier av både fosfat, ledningsevne og nitrat. Her var det mindre tydelig at de vanligste artene (f. eks. *N. glauca* og *H. sahlbergi*) plasserte seg i sentrum av alle artspunktene. Plassering langt ute langs aksene kombineres av at arter er sjeldne og at de forekommer i et uvanlig stort antall (*B. bufo* (Sutterhol og Meum) og *C. punctata* (Meum)).



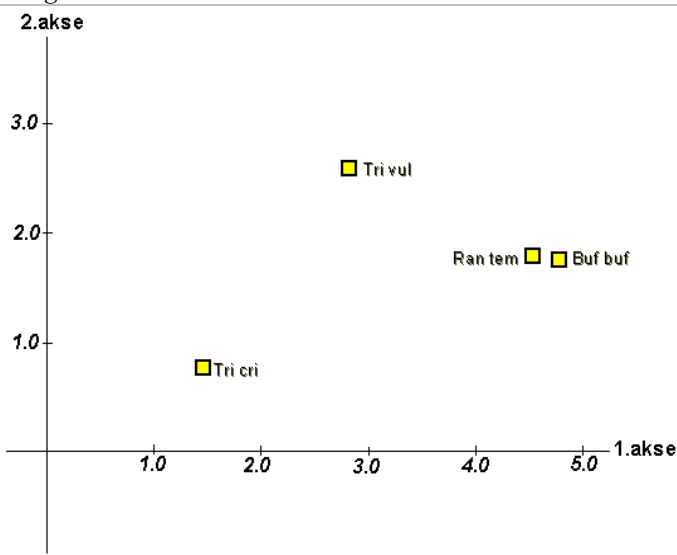
Figur 4.3.11. Ordinasjonsdiagram, DCA, antall individer, av øyenstikkere.



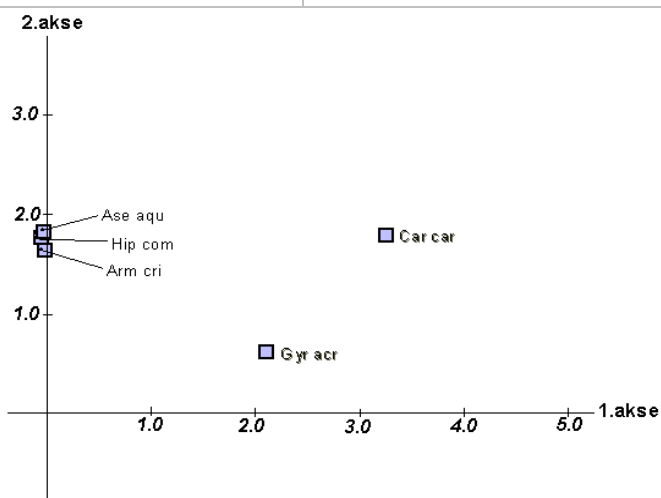
Figur 4.3.12. Ordinasjonsdiagram, DCA, antall individer, av teger.



Figur 4.3.13. Ordinasjonsdiagram, DCA, antall individer, av biller.



Figur 4.3.14. Ordinasjonsdiagram, DCA, antall individer, av amfibier.



Figur 4.3.15. Ordinasjonsdiagram, DCA, antall individer, av øvrige arter.

4.3.2 CCA-ordinasjoner (Canonical Correspondence Analysis)

For å relatere miljøvariablene til ordinasjonene ble det også kjørt CCA på grunnlag av både kvalitative og kvantitative artslister. Miljøvariablene som ble testet var de samme som i Spearman Rank Order Correlation i forhold til DCA-analysene.

I begge analysene ble variabelen dybde neglisjert gjennom CCA-analysen i CANOCO, på grunn av ubetydelig varians. Artene ble i begge CCA-analysene projisert sammen med de målte miljøvariablene i diagrammer (figur 4.3.17 til 4.3.22 og 4.3.24 til 4.3.28). Det er bare de signifikante miljøvariablene som er vist, og disse er visualisert med vektorer.

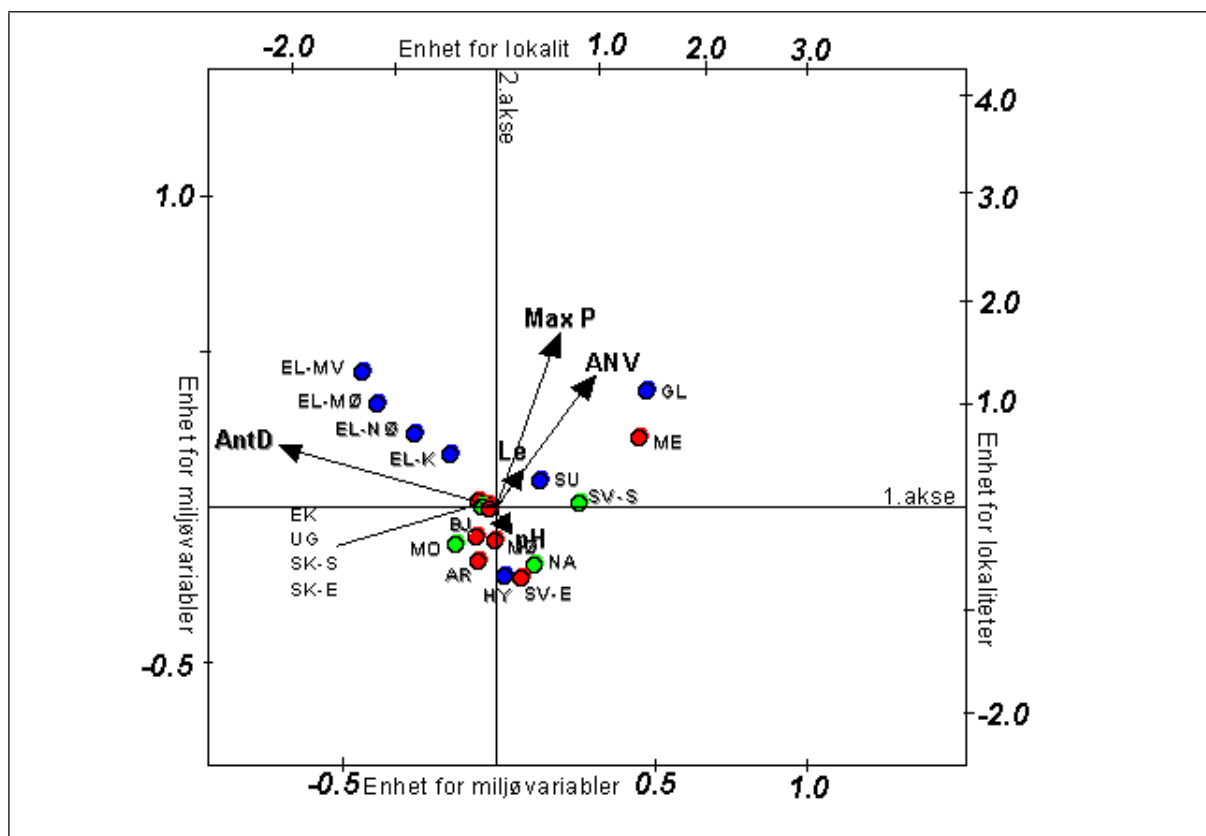
CCA av artsliste med forekomst/fravær (kvalitativ)

Ved CCA av artslister av forekomst/fravær forklarte de to første aksene 29.2% av variansen i artsdata og 38% av variansen i art-miljø relasjonene (tabell 4.3.5). Aksene var signifikante ($p = 0.05$, Monte Carlo permuteringstest). Eigenverdien til 1. akse var omtrent lik som i DCA. Eigenverdien til 2. akse var høyere enn i DCA. De målte miljøvariablene i denne analysen forklarte altså artenes variasjon godt og var relatert til artsdata.

Tabell 4.3.5. Resultater etter CCA av forekomst/fravær artsdata. Sum av alle eigenverdier; 1.665.

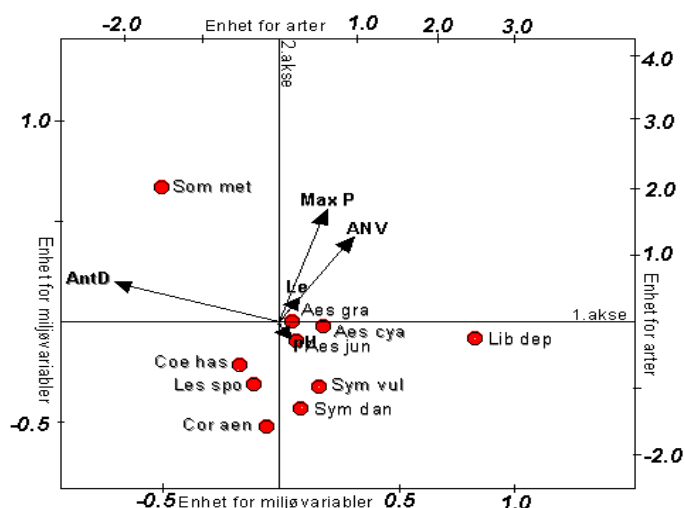
	1.akse	2.akse	3.akse	4.akse
Eigenverdi	0.345	0.288	0.179	0.148
Art-miljøvariabel korrelasjon	0.969	0.990	0.953	0.981
Kumulativ prosentvis varians, artsdata	15.9	29.2	37.4	44.3
Kumulativ prosentvis varians, art-miljø relasjoner	20.7	38.0	48.7	57.6

Lokalitetsplottet av CCA-analysen vises i figur 4.3.16. I både dette diagrammet og i diagrammene med artsplot (figur 4.3.17 til figur 4.3.22) er skalaen for miljøvariablene en tredjedel av skalaen for lokalitetsplottene langs begge aksene. Dette ble gjort for å få visualisert miljøvariablene tydeligere. Disse hadde koordinater nær origo, i forhold til lokalitets- og artskoordinatene. De fleste dammene lå plassert nær origo, eller like under, knyttet til gjennomsnittlige eller lave verdier av fosfat og gjennomsnittlig eller lav avstand til nærmeste dam. Elingård-dammene lå plassert til venstre i diagrammet langsmed vektoren for antallet dammer innenfor 1 km radius. Glenge og Meum lå til høyre i diagrammet, knyttet til høye verdier av fosfatkonsentrasjon og høy avstand til nærmeste dam.

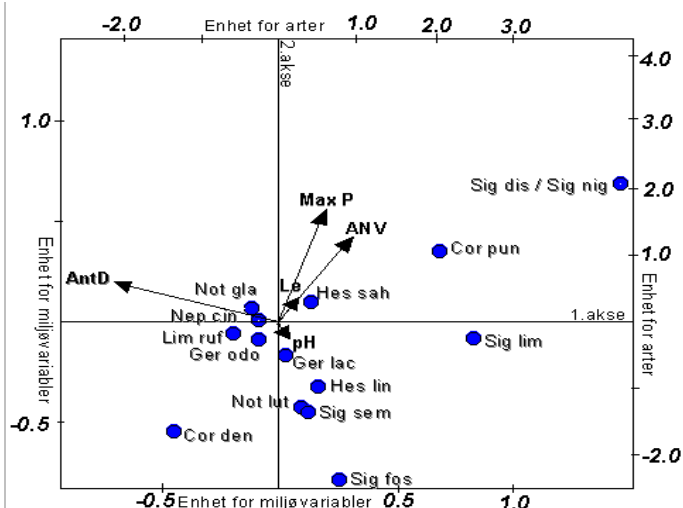


Figur 4.3.16. CCA av forekomst/fravær, lokalitetsplot. Engdammer er røde, tundammer er blå og skogdammer er grønne. Signifikante miljøvariabler (Spearman Rank Order Correlation) vises som piler.

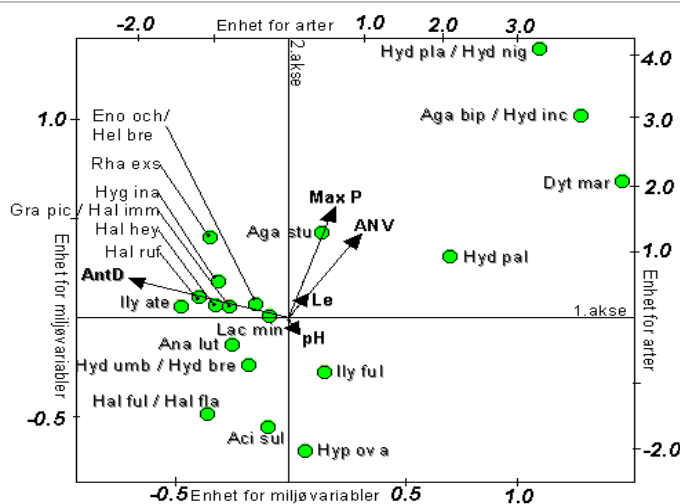
I figur 4.3.17 til figur 4.3.22 vises CCA-diagrammene med artsplot. Arter som lå langs eller i enden av en vektor, var mest influert av denne variabelen (f. eks. *Agabus sturmii* (Aga stu) og høyeste fosfatkonsentrasjon i figur 4.3.19). Arter som lå på motsatt side av origo for en vektor var negativt korrelert med denne miljøvariabelen (*Caenis horaria* (Cae hor) og høyeste fosfatkonsentrasjon) i figur 4.3.21).



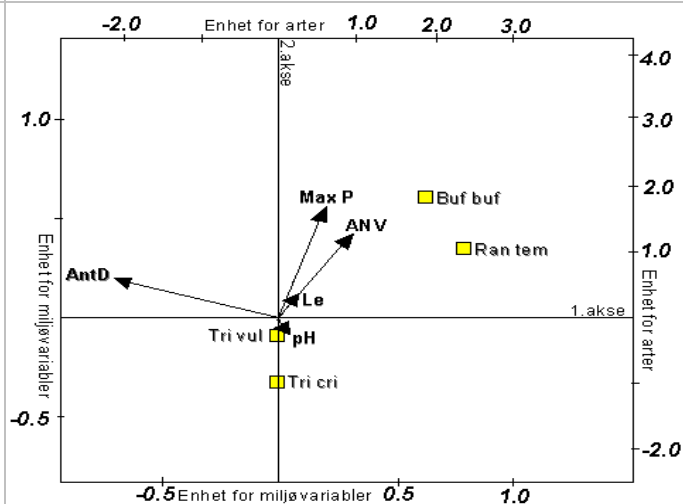
Figur 4.3.17. Ordinasjonsdiagram, CCA, forekomst/fravær, av øyestikkere. Kun signifikante miljøvariabler er vist (vektorer).



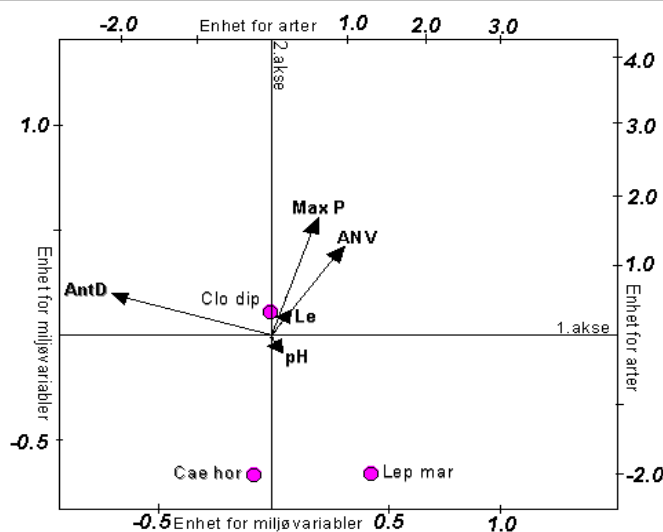
Figur 4.3.18. Ordinasjonsdiagram, CCA, forekomst/fravær, av teger. Kun signifikante miljøvariabler er vist (vektorer).



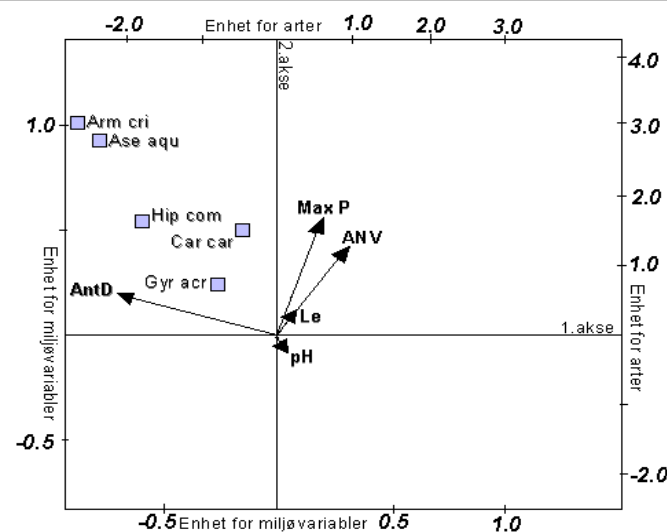
Figur 4.3.19. Ordinasjonsdiagram, CCA, forekomst/fravær, av biller. Kun signifikante miljøvariabler er vist (vektorer).



Figur 4.3.20. Ordinasjonsdiagram, CCA, forekomst/fravær, av amfibier. Kun signifikante miljøvariabler er vist (vektorer).



Figur 4.3.21. Ordinasjonsdiagram, CCA, forekomst/fravær, av døgnfluer. Kun signifikante miljøvariabler er vist (vektorer).



Figur 4.3.22. Ordinasjonsdiagram, CCA, forekomst/fravær, av øvrige arter. Kun signifikante miljøvariabler er vist (vektorer).

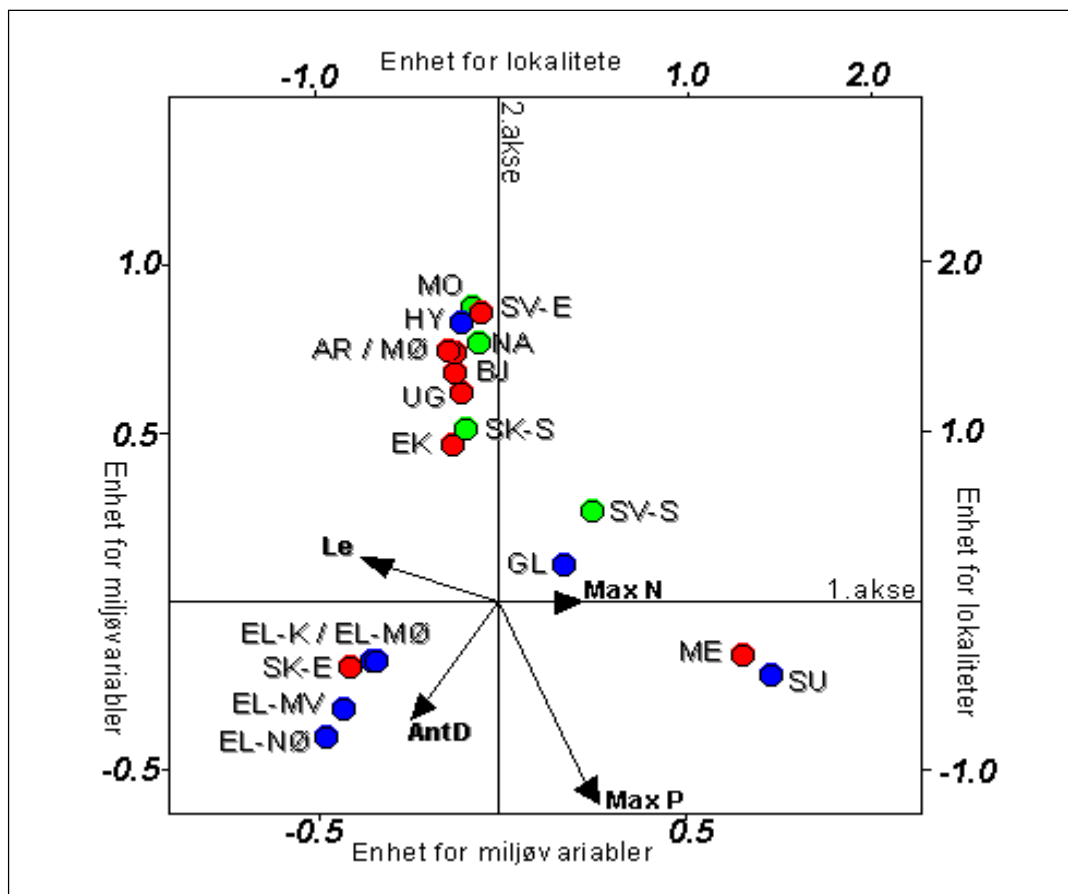
CCA av artsliste med antall individer (kvantitativ)

Ved CCA av artslister med antall individer kunne de to første aksene forklare 36.2% av variansen i artsdata og 43.9% av variansen i art-miljø relasjonene (tabell 4.3.6). Aksene var signifikante ($p = 0.005$, Monte Carlo permuteringstest). Heller ikke i denne CCA-analysen var fallet i egenverdien til 1. akse betydelig fra DCA-analysene. 2. akse hadde også her større egenverdi enn i DCA. De målte miljøvariablene var altså relatert til artsdata.

Tabell 4.3.6. Resultater etter CCA, antall individer. Sum av alle egenverdier; 3.496.

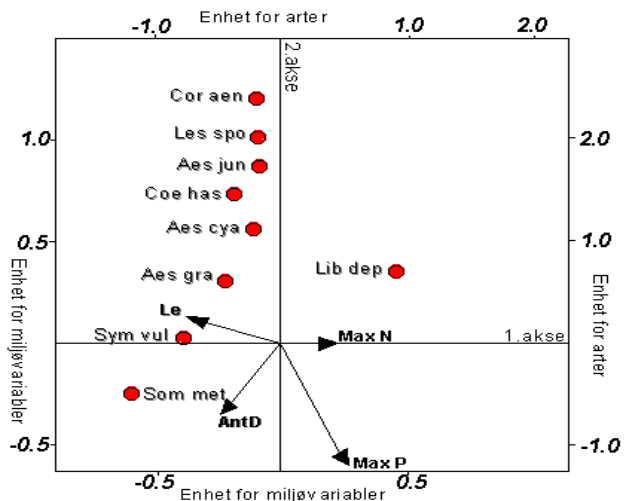
	1.akse	2.akse	3.akse	4.akse
Eigenverdi	0.868	0.668	0.369	0.335
Art-miljøvariabel korrelasjon	0.983	0.975	0.953	0.993
Kumulativ prosentvis varians, artsdata	20.5	36.2	45.0	52.9
Kumulativ prosentvis varians, art-miljø relasjoner	24.8	43.9	54.5	64.1

Lokalitetsplottet av CCA-analysen vises i figur 4.3.23. Som i plottene for CCA av forekomst/fravær, er også her aksebenevningene ulikt skalert for arter/lokaliteter og miljøvariabler. Både i diagrammet med lokalitetsplot (figur 4.3.23) og diagrammene med artsplot (figur 4.3.24 til figur 4.3.28) er skalaen for miljøvariablene halvparten av skalaen for lokalitetsplottene langs begge aksene. I denne CCA-analysen var dammene enda tydeligere ordnet i to grupper på hver sin side av 1. akse, samt noen spredte lokaliteter. Den ene gruppen lå negativt korrelert med høye fosfatkonsentrasjoner, mens den andre gruppen (dammene på Elingård) lå langs vektoren for antall dammer innenfor 1 km radius.

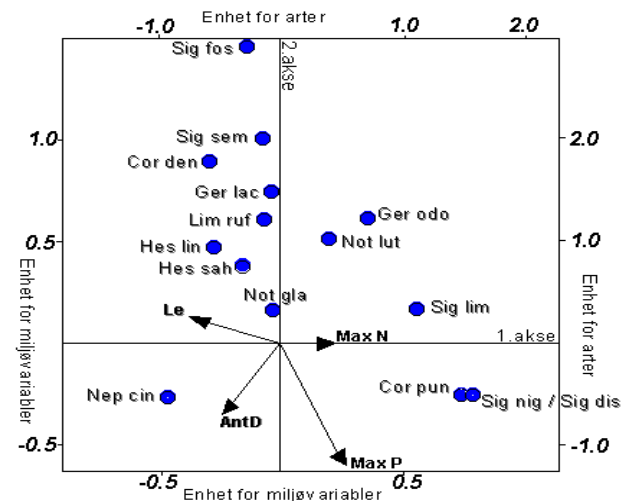


Figur 4.3.23. CCA av antall individer. Lokalitetene er vist i diagrammet. Engdammer er røde, tundammer er blå og skogdammer er grønne. Miljøvariablene som ble funnet signifikante (Spearman Rank Order Correlation) vises med vektorer.

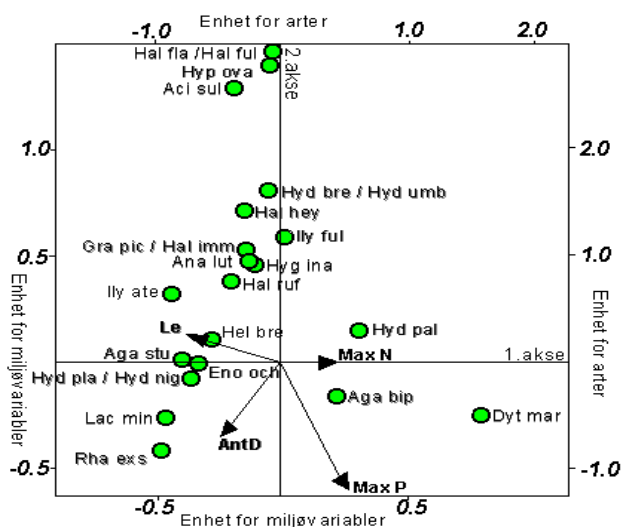
I figur 4.3.24 til figur 4.3.28 vises ordinasjonsdiagrammene med artsplot. De fleste artene lå plassert i øverste venstre del av diagrammet, negativt korrelert med høye verdier av fosfat.



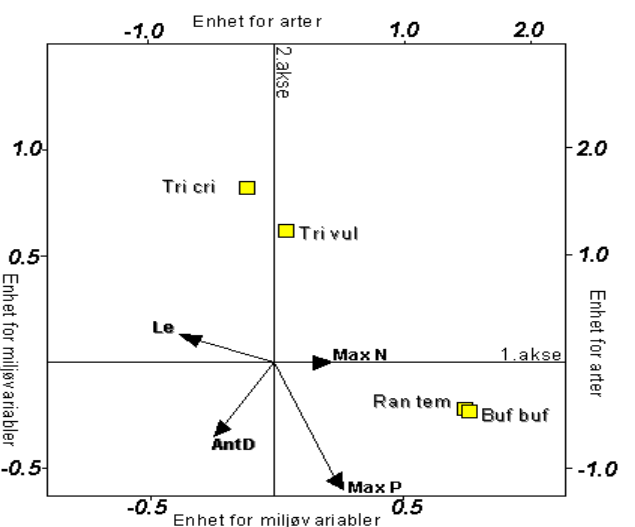
Figur 4.3.24. Ordinasjonsdiagram, CCA, antall individer, av øyenstikkere. Kun signifikante miljøvariabler er vist (vektorer).



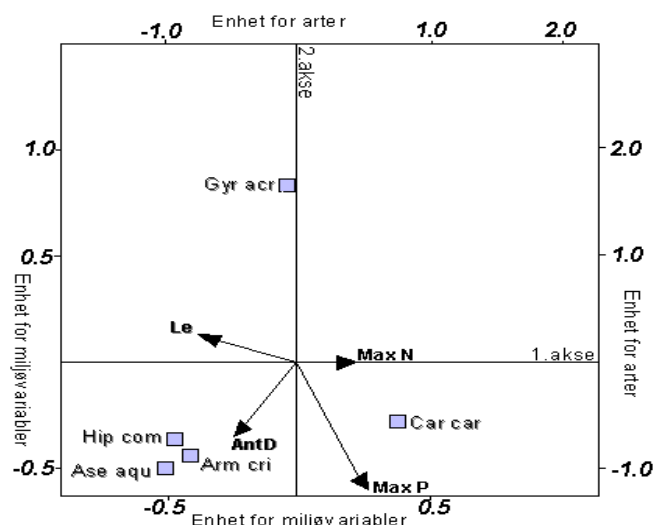
Figur 4.3.25. Ordinasjonsdiagram, CCA, antall individer, av teger. Kun signifikante miljøvariabler er vist (vektorer).



Figur 4.3.26. Ordinasjonsdiagram, CCA, antall individer, av biller. Kun signifikante miljøvariabler er vist (vektorer).



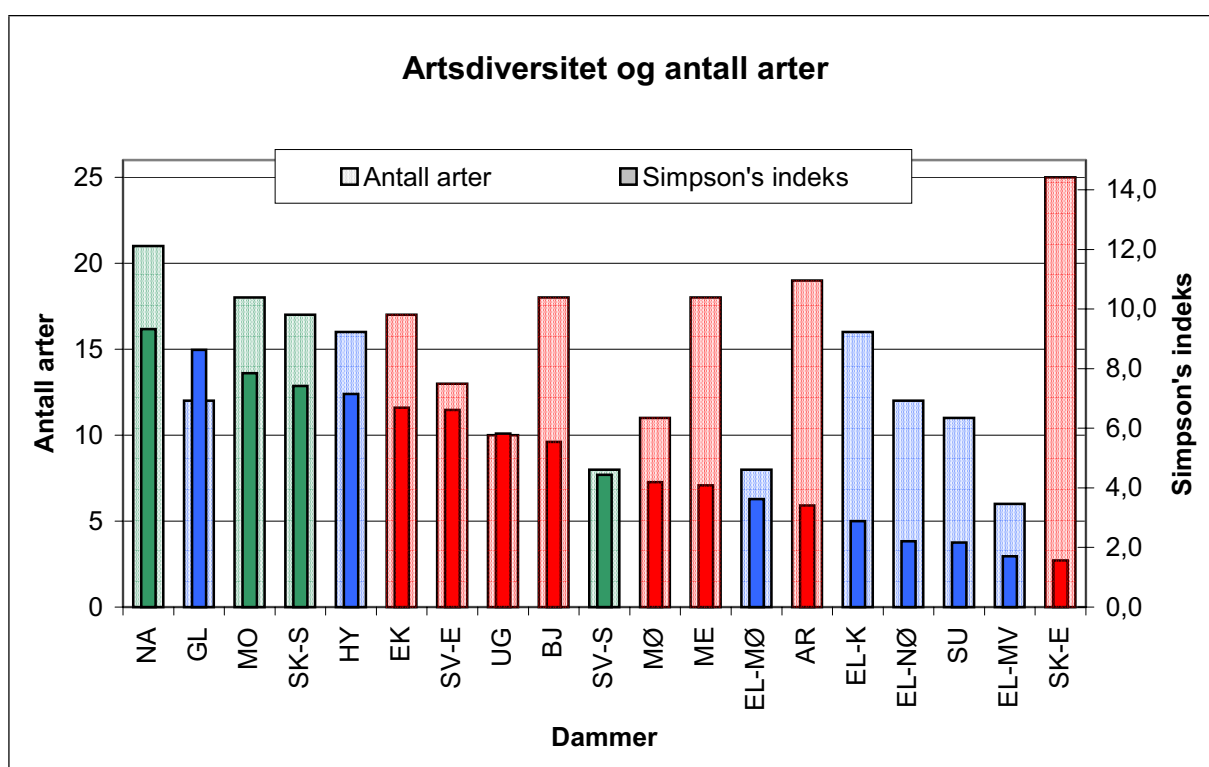
Figur 4.3.27. Ordinasjonsdiagram, CCA, antall individer, av amfibier. Kun signifikante miljøvariabler er vist (vektorer).



Figur 4.3.28. Ordinasjonsdiagram, CCA, antall individer, av andre arter. Kun signifikante miljøvariabler er vist (vektorer).

4.3.3 Simpsons diversitetsindeks

Simpsons diversitetsindeks (D) ble beregnet for alle lokalitetene (se verdier i vedlegg 9). En høy verdi av $1/D$, karakteriserer høy diversitet. Ved utregningen av denne indeksen ble ikke døgnfluer tatt med grunnet at de registrerte tetthetene av disse ikke kunne regnes som kvantitativt sammenlignbare med de øvrige artstetthetene. Grafisk fremstilling av Simpsons diversitetsindeks sammenlignet med antall arter vises i figur 4.3.29. Tre av de fire lokalitetene med høyest indeks var skogdammer. Skoftestad engdam, som var den mest artsrike, hadde lavest diversitetsindeks av samtlige lokaliteter.

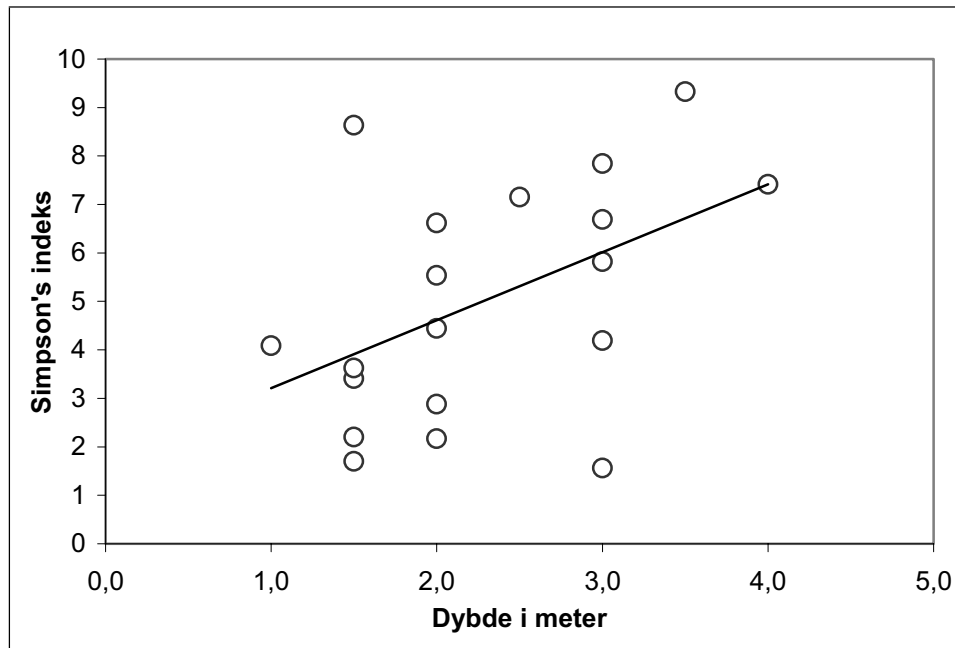


Figur 4.3.29. Simpson's diversitetsindeks og antall arter for alle lokalitetene. Lokalitetene er ordnet etter synkende diversitetsindeks. Smale, fylte søyler angir Simpson's indeks, mens brede skraverte søyler angir artsantallet som ble registrert i lokaliteten. Grønn farge angir skogdammer, blå angir tundammer og rød angir engdammer.

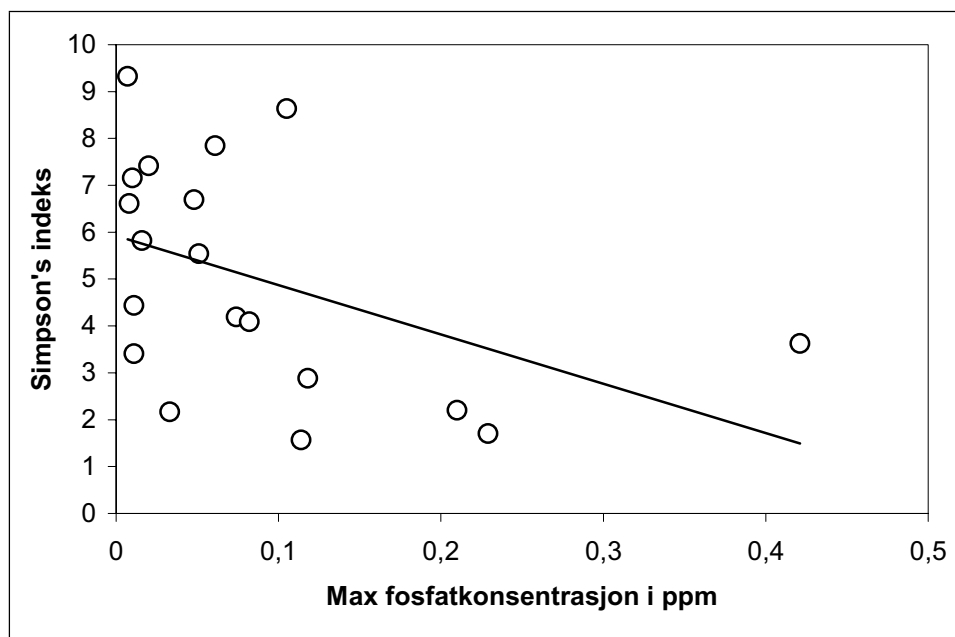
Videre ble det kjørt Spearman Rank Order Correlation av Simpson's diversitetsindeks i forhold til alle de samme miljøvariablene som ble brukt i ordinasjonsanalysene (ikke $\log_{10}$ -transformert). Simpson's indeks økte signifikant med økende dybde ($p = 0.0316$), og minket signifikant ved økende fosfatkonsentrasjon ($p = 0.0156$) (tabell 4.3.7 og figur 4.3.30 og 4.3.31).

Tabell 4.3.7. Resultater etter Spearman Rank Order Correlation av Simpson's diversitetsindeks vs. miljøvariabler. Kun signifikante variabler ($p < 0.05$) er vist i tabellen.

Miljøvariabel	Korrelasjons-Koeffisient (r)	p-
D	0.4929	0.0316
Max P	-0.5459	0.0156



Figur 4.3.30 Regresjon av Simpson's diversitetsindeks i forhold til gårdsdammenes dybde i meter.



Figur 4.3.31. Regresjon av Simpson's diversitetsindeks i forhold til gårdsdammenes fosfatkonsentrasjon i ppm.

5 DISKUSJON

5.1 Metoder

Det er stikkprøver som ligger til grunn for måling av vannkjemiske parametre i denne oppgaven. Resultatene gir derfor et øyeblikksbilde av vannkvaliteten på prøvetidspunktet, og man skal være forsiktig med å dra konklusjoner med så få målinger. Det er likevel antatt at det mønsteret som viste seg fra stikkprøver, gir et nokså godt bilde på vannkvaliteten.

Prøvetakingsmetoden av damfaunaen ble utført på samme måte som i mange tilsvarende undersøkelser (Dolmen 1992; Stokker 1998; Ekeberg 2000; Hov 2003) og består av et likt antall håvsveip utført på tilnærmet lik måte (z-sveip) i alle lokalitetene, uavhengig av dammens areal. Det ble vurdert som mest gunstig å benytte seg av denne mye brukte metoden. Oertli (2002) brukte en annen type håv og håvsveip, og antallet sveip var avhengig av dammens areal, noe som gav 7 sveip i en dam på 1000 m² og 2 sveip i en dam på 20 m². Det er nærliggende å anta at dette er en bedre metode for å få et representativt utvalg av faunaen i store dammer i forhold til i små dammer. Hvis antallet håvsveip er det samme vil trolig flere av artene i en stor dam ikke bli fanget opp, og andelen nye arter ved hvert besøk dermed bli større enn i en liten dam. Dette viste seg derimot ikke å gjelde i denne undersøkelsen da andelen nye arter ved hvert besøk var større ved Glenge (20 m²), enn den var ved eksempelvis engdammen på Svenke-Rånås (781 m²), som var om lag 40 ganger så stor som dammen på Glenge, men som hadde tilsvarende mengde totale artsregistreringer (figur 4.2.1 og vedlegg 5). Dette gir en indikasjon på at et likt antall håvsveip i små og store dammer kan gi et tilfredsstillende godt resultat med tanke på artsregistreringer.

Håven som ble brukt hadde maskevidde 0.2 mm, fordi det i utgangspunktet var tenkt også å inkludere zooplankton i registreringene. Dette viste seg derimot å være for tid- og ressurskrevende, og ble derfor ikke gjort. For de gruppene som ble registrert ville det vært tilstrekkelig å bruke en håv med maskevidde 0.5 mm, noe som hadde redusert mengden finpartikulært plantemateriale fra håvsveipene, og gjort registreringsarbeidet lettere. Når det gjelder dammenes alder, ble opplysningene om dette vurdert som så usikre og mangelfulle, at alder ikke ble tatt med som miljøparameter i noen av analysene (se kapittel 5.6).

5.2 Vannkvalitet

Gårdsammene lå i varierende grad i tilknytning til landbruksarealer. Noen var omgitt av dyrket mark, mens andre lå inntil skog eller i villeng. I følge Dolmen *et al.* (1991) vil dammer omgitt av skog eller myr som regel ha lavere verdier for pH og ioneinnhold, enn mer kulturpåvirkede dammer som i større grad mottar avrenning fra gjødslete og kalkete arealer. Også i denne undersøkelsen hadde skogdammene gjennomgående lavere verdier av eksempelvis pH, ledningsevne, fargetall og fosfatkonsentrasjon enn tun- og engdammene. Tundammene var generelt mest påvirket av nærheten til dyrket mark, ved at de hadde høyest gjennomsnittlige verdier av både ledningsevne, fargetall og fosfatkonsentrasjon, mens engdammene hadde høyest gjennomsnittlige pH. Strand (1996) derimot, fant at tundammer i Follo var mindre påvirket av avrenning enn åkerdammer (tilsvarer engdammer her). Forskjellen skyldes nok at fire av de syv tundammene i denne undersøkelsen lå svært tett (de fire dammene på Elingård) og derfor hadde lokale faktorer stor betydning for middelverdiene blant dammene i denne kategorien.

Nitratkonsentrasjonen varierte sterkt mellom dammene. Ekstremverdien på 7.82 ppm i engdammen på Skoftestad i mai var om lag 400 ganger så høy som i de fleste lokalitetene, likevel var dette den mest artsrike dammen. Gjennomgående var nitratkonsentrasjonen betydelig lavere enn eksempelvis i fangdammer i Trøgstad (Hov 2003), og de var også under Helsedepartementets (2001) grenseverdi for drikkevann ved alle målinger. De høye verdiene for nitratkonsentrasjon og ledningsevne i dammene på Skoftestad, skyldes trolig påvirkning fra omkringliggende jordbruksarealer. Skogdammen var riktignok omgitt av skog, men området heller sterkt, og på oversiden av dammen er det en fjellknaus som strekker seg fra de høyereliggende dyrkede områdene og rett ned i dammen. Trolig kan det kan foregå et nokså betydelig sig fra områdene ovenfor og ned i dammen.

Forholdet mellom mengden av plantenæringsstoffer og produktivitet på den ene siden og tetthet/biomasse av dyr på den andre kan være nokså komplisert, og avhengig av mange variable faktorer, men likevel har det tidligere vist seg å være en klar sammenheng mellom fosforinnhold og antall invertebrater i gårdsdammer i området (Dolmen 1992). I følge Biggs *et al.* (1994) er det oftest fosfor som er begrensende faktor i dammer. I denne undersøkelsen ble det derimot målt fosfatkonsentrasjon og ikke total fosfor. Medianverdien av total fosfor for sjøer på Østlandet er 0.005 mg/l og oftest finnes under 5% av denne totale fosformengden

som løst ortofosfat (PO_4^{3-}) i en vanlig innsjø (Økland & Økland 1998). I fangdammene i Trøgstad var tilsvarende andel 20% (Hov 2003). Det er nærliggende å anta at gårdsdammene har flere likhetstrekk med fangdammer enn vanlige innsjøer, og den høyeste registrerte fosfatkonsentrasjonen i denne undersøkelsen (0.421 ppm, Elingård, midtre østre dam) tilsvarte i så fall en total fosforkonsentrasjon på omlag 2 mg/l, noe som er høyere enn høyeste verdi som ble registrert i fangdammene i Haldenvassdraget i 1997-1998 (Bang 1999). Fosfatkonsentrasjonene i dammene på Elingård var riktignok svært høye i forhold til de øvrige lokalitetene, men sammenlikningen med fangdammer gir likevel et godt bilde av vannkvaliteten i enkelte av gårdsdammene, siden nettopp fangdammer ofte er sterkt utsatt for betydelige mengder avrenning fra landbruket (Stokker 1998; Ekeberg 2000; Hov 2003).

Kun ved Hyllibråten (juli) ble det målt ledningsevne som var lavere enn medianverdien for tusen norske innsjøer; 22 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Økland & Økland 1998). Stort sett var verdiene betydelig høyere enn dette. Når det gjelder vannfarge var selv de høyeste verdiene betraktelig lavere enn ekstremverdier målt i fangdammer i området (Stokker 1998; Bang 1999; Ekeberg 2000; Hov 2003).

5.3 Biologisk mangfold

Dolmen (1992) hevdet at det ut fra et geologisk, geografisk, innvandringshistorisk og klimatisk perspektiv er nærliggende å anta at deler av det undersøkte området inneholder noe av den rikeste damfaunaen vi kan finne i Norge. Flere av artene som ble funnet er vernet i følge den nasjonale rødlista for Norge (DN 1999), og dette bekrefter gårdsdammenes betydning for bevaringen av det biologiske mangfoldet. Ser man alle dammene under ett, representerte de et bredt spekter av habitattyper. Noen av dammene var også svært heterogene, ved at både fysiske faktorer og vegetasjon varierte betydelig innad i dammen.

I det følgende er de ulike organismegruppene diskutert, med hovedvekt på øyestikkere og amfibier. Mudderfluer, vårfluer og sommerfugler blir omtalt i et eget delkapittel til slutt.

Kl. Gastropoda – Snegler

De tre snegleartene som ble funnet viste en fordeling mot lokaliteter med høyere pH, ledningsevne og fosfatkonsentrasjon enn de øvrige artene. Også tidligere undersøkelser har

vist at det er god korrelasjon mellom diversiteten av snegler og vannets pH og ledningsevne (Engblom 1983; Økland 1990; Økland & Økland 1998). *Gyraulus acronicus* var tilsynelatende mindre avhengig av høy ledningsevne enn *Armiger crista* og *Hippeutis complanatus*. Førstnevnte hadde spredt utbredelse, mens *A. crista* bare ble funnet på Elingård, og *H. complanatus* ble funnet i to dammer i tillegg til i alle de fire dammene på Elingård. På grunn av en del faktorer som gjorde disse dammene særegne, plasserte flere av de stedegne artene fra Elingård seg langt fra de øvrige artene i ordinasjonsdiagrammene, delvis grunnet den trolig overestimerte betydningen av parametrene AntD (antall dammer innenfor 1 km radius) og ANV (avstand til nærmeste dam) (se kapittel 5.4). Imidlertid er snegler avhengige av passiv spredning (f. eks ved hjelp av fugler) for å kolonisere nye lokaliteter, og avstand til nærmeste vannforekomst og antallet dammer i området vil dermed trolig være en viktig faktor i dette mønsteret. Både AntD og ANV er nok derfor faktorer som kan ha stor betydning for fordeling av snegler, men det er likevel nærliggende å anta at mønsteret er blitt overestimert i ordinasjonsanalysene i denne undersøkelsen.

Kl. Bivalvia – Muslinger

Muslingene viste signifikant preferanse for høy ledningsevne (t-test), noe som overensstemmer godt med andre undersøkelser (Økland & Økland 1998). De viste en mer tilfeldig fordeling med hensyn på pH, vannfarge, fosfat- og nitratkonsentrasjon, soleksponering, dybde og areal. Det er hevdet at de fleste av småmuslingene er følsomme for surt vann (Økland & Økland 1996a). Også i denne undersøkelsen hadde dammene hvor muslinger var til stede en høyere gjennomsnittlig pH (7.07) enn dammene de ikke var til stede (6.62), men denne forskjellen ble ikke funnet signifikant. Det kan skyldes at pH-verdiene var generelt høye, og dermed ikke var noen begrensende faktor for muslinger i disse dammene.

Kl. Hirudinea – Igler

Iglene viste signifikant preferanse for høy vannfarge og fosfatkonsentrasjon, mens de var mer tilfeldig fordelt med hensyn på pH, ledningsevne, nitratkonsentrasjon, soleksponering, dybde og areal (t-test). Igler finnes stort sett i ikke-sure lokaliteter (Dag Dolmen, pers. medd.), uten at det i denne undersøkelsen ble funnet noen sammenheng for denne organismegruppen med hensyn på pH.

Kl. Malacostraca – Storkreps

A. aquaticus er den eneste ferskvannsisopoden i Norge og er utbredt over det meste av landet (Økland *et al.* 1996). Den ble kun funnet i de fire dammene på Elingård, og representerte sammen med noen av snegleartene derfor en betydelig tyngde i ordinasjonsanalysene (se også kapittel 5.4). Grunnet de spesielle forholdene viste *A. aquaticus* samme ”ekstreme” plassering i ordinasjonsdiagrammene som snegleartene *H. complanatus* og *A. crista*. Også for denne arten så det derfor ut til at det var avstand til nærmeste dam, og antallet dammer i nærheten, som var bestemmende for fordelingen (se også kapittel 5.3, samt 5.5.1 under snegler). To av de fire dammene på Elingård var godt dekket av andemat (nordøstre og nordvestre dam) og det er nærliggende å anta at det var nokså lave konsentrasjoner av oksygen der, grunnet nedbrytningen av dødt plantemateriale. I midtre østre dam var det ikke andemat, men store mengder løv på bunnen, noe som trolig førte til lavt oksygennivå også i denne dammen. Det er hevdet at arten trives i vann med nettopp store mengder alloktont materiale, at den er meget tolerant mot organisk vannforurensning og at den kan overleve oksygenkonsentrasjoner ned til 1.5 mg/l (Økland & Økland 1996b; MacNeil *et al.* 2002). *A. aquaticus* spiser periphyton, bakterier og sopp/detritus, og er et viktig byttedyr for mange predatorer, eksempelvis øyenstikkere og fisk (Brönmark *et al.* 1998). I følge Dolmen (1992) kan mye av energistrømmen gå utenom bunndyr – og gjennom krepsdyr, noe som fører til at dammen da kan ha lave verdier for herbivore/detrivore bunndyr, men likevel ha mye predatorer. Dette mønsteret kunne derimot ikke tydelig sees i dammene på Elingård, men i de to dammene som hadde høyest antall *A. aquaticus* ble det funnet en uvanlig stor tetthet av vannkalvlarver i mai.

Ord. Ephemeroptera – Døgnfluer

I følge Brittain (1982) har abiotiske faktorer som temperatur og vannkvalitet stor betydning for utbredelse av døgnfluer. De tre døgnflueartene som ble funnet her viste liten spredning med hensyn på ledningsevne og fosfatkonsentrasjon, men stor spredning langs en pH-gradient. Dette gjenspeiler at ledningsevne og fosfatkonsentrasjon innenfor de aktuelle nivåene, trolig ikke var særlig avgjørende for utbredelsen. Det bør riktignok vises forsiktighet ved å dra konklusjoner angående dette da to av artene kun ble funnet i henholdsvis en og to dammer. Det var likevel en tydelig tendens, gjennom DCA, at *Leptophlebia marginata* foretrakk lokaliteter med lav pH, noe som også overensstemmer godt med andre undersøkelser (Borgstrøm *et al.* 1976; Engblom 1983; Friday 1987). Den ble bare funnet i skogdammen på Narvestad, som hadde pH-verdier rundt 6-7. Vannet hadde også lav

fosfatkonsentrasjon, noe som gjenspeilet seg godt i CCA. *Cloeon dipterum* ble funnet ved alle besøk i alle lokalitetene, stedvis i store tettheter, og var dermed den desidert mest utbredte av alle de registrerte artene i undersøkelsen. Vanlige arter plasserer seg gjerne nær origo i ordinasjonsdiagrammer (f. eks Myklestad 1996), og det gjaldt nettopp denne arten. Den viste dermed ikke preferanse for spesielle verdier av miljøvariabler, men viste stor økologisk spennvidde. *C. dipterum* er antakelig den minst oksygenkrevende av alle døgnfluer – en karakterart for små, nesten gjenvokste dammer – og er ofte den sist overlevende døgnfluearten, og gjerne tallrik, ved så kraftig eutrofiering at oksygenmangel oppstår (Sowa 1975; Nagell 1980; Engblom 1983). Larven til denne arten har spesielle tilpasninger som gjør at den er i stand til å kunne oppsøke mikrohabitat med høyere oksygenkonsentrasjoner, og den kan også respirere anaerobt, dersom det skulle bli totalt oksygensvinn (Brittain 1982). *Caenis horaria* ble funnet i to dammer, Moer og engdammen på Svenke-Rånås. Begge disse dammene hadde relativt høy pH og lave fosfatkonsentrasjoner, noe som overensstemmer godt med Engblom (1983), som hevdet at denne arten er vanligst i små kalkrike innsjøer.

Ord. Odonata - Øyenstikkere

Mange øyenstikkerarter er i alvorlig tilbakegang i Europa grunnet drenering, gjenfylling, eutrofiering, forurensning og forsurening av dammer, sjøer og elver (Olsvik *et al.* 1990; Dolmen 1995, 1996a). I lavtliggende jordbruksområder og tettbefolkede steder er det eutrofiering, saprobiering og annen forurensning som er det mest åpenbare problemet, og artenes ulike habitatpreferanser eller –krav har ført til bruk av noen av dem som bio-indikatorer (Dolmen 1995). Fisk er effektive predatorer på øyenstikkere, men i fisketomme dammer kan øyenstikkerne bli svært tallrike og utøve et stort predasjonspress på øvrige invertebrater (Brönmark *et al.* 1998). Ved rene, oligotrofe sjøer og dammer, forekommer mange arter, mens det i dystrofe skogstjern eller torvmyrer lever relativt få arter (Nielsen 1998). De beste øyenstikkerlokalitetene i dammer i kulturlandskapet på Romerike var skogs- og myrdammer (ikke åkerdammer) (Dolmen *et al.* 1991), og i fangdammer i Trøgstad viste det seg dessuten at dammenes soleksponering og vegetasjon hadde stor betydning for fordeling av øyenstikkerarter (Bang 1999, 2001).

Nettopp fordi det er levestedene som i de fleste tilfeller er truet, vil beskyttelse mot inngrep overfor dammer, tjern, vann, bekker og elver trolig være mer hensiktsmessig enn bare å verne enkeltartene, og ofte vil det være tilstrekkelig å verne lokaliteten mot unaturlige vannstands-

endringer og mot endringer i vannkvalitet og kantvegetasjon (Olsvik *et al.* 1990). Dette er verneinngrep som ikke nødvendigvis vil komme i konflikt med næringsinteresser i landbruk, skogbruk, industri m.m.

Vannymfer

Lestes sponsa og *Coenagrion hastulatum* ble funnet i henholdsvis ni og ti dammer, og de viste stor økologisk spennvidde, med en svak tendens til tilknytning til dammer med lav nitratkonsentrasjon, ved den sentrale plasseringen i ordinasjonsdiagrammene. *L. sponsa* viste dessuten en signifikant preferanse for dypere dammer (t-test). Den ble ikke funnet i dammer som var grunnere enn to meter på det dypeste. I følge Dolmen (1992) er *L. sponsa* lett synlig for fisk grunnet de store gjellebladene, og er derfor en typisk damart, mens *C. hastulatum* også ofte er tallrik ved tilstedeværelse av fisk. Også i denne undersøkelsen sameksisterte *C. hastulatum* stedvis med fisk, mens *L. sponsa* kun ble funnet i fisketomme lokaliteter.

L. sponsa og *C. hastulatum* er angitt som to av landets vanligste øyestikkerarter, og var de vanligste artene i dammer i kulturlandskapet både på Romerike og i Østfold, hvor de viste seg å være svært tilpasningsdyktige og konkurransesterke (Aagaard & Dolmen 1977; Olsvik *et al.* 1990; Dolmen *et al.* 1991; Dolmen 1992). Sistnevnte var dessuten den desidert mest dominerende øyestikkerarten i fangdammer i Trøgstad (Bang 1999, 2001). Det er angitt at *C. hastulatum* særlig yngler i vegetasjonsrike, grunne (< 0.5 meter), varme og solrike dammer, men at begge artene finnes ved så godt som alle slags stillestående vannforekomster med tilstrekkelig vegetasjon; i næringsrike og –fattige innsjøer og tjern, sure torvmyrer, humusrike dammer og av og til i rene, nøytrale eller lett basiske sjøer (Olsvik *et al.* 1990; Nielsen 1998).

Libeller

Alle de tre *Aeshna*-artene som ble registrert var nokså vanlige, ved at det i kun to av dammene (midtre østre og midtre vestre dam på Elingård) ikke ble funnet noen av disse tre. Mye tyder på at de har nokså like habitatpreferanser i denne habitattypen, da de lå svært samlet i de kvalitative ordinasjonsdiagrammene. De lå mer spredt i de kvantitative ordinasjonsdiagrammene, og det kunne se ut som om *Ae. grandis* var den av de tre som var minst ømfintlig for høye nitrat- og fosfatkonsentrasjoner. Alle de tre artene er tidligere angitt som vanlige i området (Dolmen 1992). *Ae. juncea* er den vanligste libellen i Norge og er svært euryøk (stor økologisk spennvidde) ved at den finnes i små eutrofe dammer og tjern så vel

som i større oligotrofe innsjøer og myrtjern (Olsvik *et al.* 1990; Dolmen *et al.* 1991; Dolmen 1992; Sahlén 1996), og også i dammer som tørker ut i perioder på sommeren (Nielsen 1998). *Ae. cyanea* og *Ae. grandis* er noe mer krevende (Dolmen 1992). Førstnevnte er av Olsvik *et al.* (1990) og DN (1992) betegnet som sjelden, mens Dolmen *et al.* (1991) mener den er en typisk ”damart” og at artens status trolig er undervurdert ettersom lite er kjent om faunaen i dammer. I denne undersøkelsen ble arten funnet ved hele 14 av de 19 lokalitetene, så det var heller ikke her noe som tydet på at arten er sjelden i denne habitattypen. Arten er ikke med i rødlista fra 1998 (DN 1999). Den er angitt å være en av de øyenstikkerne som raskest koloniserer nye dammer, og finnes i både store og små, næringsrike og næringsfattige vann, torvmyrer og gårdsdammer, men oftest i varme, godt beskyttede, gjerne skyggefulle, lokaliteter omgitt av trær og busker (Olsvik *et al.* 1990; Nielsen 1998; Bang 1999, 2001). Det kunne derimot ikke registreres noen signifikant sammenheng mellom soleksponering og artens tilstedeværelse i denne undersøkelsen. Når det gjelder *Ae. grandis*, som her viste større toleranse for høy ledningsevne og høye nitrat- og fosfatkonsentrasjoner enn de to andre *Aeshna*-artene, er det hevdet at den finnes ved alle slags stillestående, uforurensete, helst nærings- og vegetasjonsrike lokaliteter – men også i næringsfattige innsjøer med sparsom vegetasjon (Olsvik *et al.* 1990; Nielsen 1998).

Cordulia aenea viste signifikant preferanse for lav ledningsevne (t-test), ved at alle lokalitetene hvor denne arten fantes, med unntak av dammen på Arnestad, hadde relativt lave verdier av denne miljøparameteren. Den viste også tegn til å preferere surere vann og lavere nitrat- og fosfatkonsentrasjoner enn majoriteten av øyenstikkerne. Arten er angitt som en euryøk art som finnes ved de fleste typer tjern, vann og innsjøer – helst vegetasjonsrike – over hele landet, men som i kulturlandskapet i Østfold i 1985-86 bare ble registrert i relativt gamle (35-100 år) dammer (Olsvik *et al.* 1990; Dolmen 1992; Nielsen 1998). Også i denne undersøkelsen var det kun en av de seks funnlokalitetene for arten, som var yngre enn ca 50 år. Det ble derimot ikke funnet signifikans med hensyn på dette i statistiske analyser.

Somatochlora metallica kun funnet i Karpedammen på Elingård, noe som gav arten en nokså ”ekstrem” plassering i ordinasjonsdiagrammene, på samme måte som eksempelvis sneglen *A. crista* og isopoden *A. aquaticus*. Ut fra dette kunne det se ut til at den prefererte høyere pH og fosfatkonsentrasjon og flere dammer i nærheten enn de øvrige øyenstikkerne. Det er vanskelig å angi hvor mye tilfeldighet som ligger bak dette mønsteret grunnet kun én funnlokalitet, og

det trekkes derfor ingen konklusjoner angående denne artens fordeling i undersøkelsesområdet. *S. metallica* er angitt å finnes ved stort sett alle typer vannforekomster, først og fremst på steder med tett vegetasjon av forskjellige vann- og sumpplanter, og den tåler lett forurensset vann (Olsvik *et al.* 1990; Dolmen 1992; Nielsen 1998). Det var svært rik vegetasjon av både vann- og sumpplanter i Karpedammen på Elingård.

To larver av *Libellula depressa* ble funnet i den lille, svært grunne gårdsdammen på Meum i Råde kommune, og en larve, samt en usikker observasjon av en voksen hann, i den større engdammen ved Svenke-Rånås i Eidsberg kommune (her ble det også funnet en annen larve i fam. Libellulidae, høyst trolig en *L. depressa*). Disse to dammene hadde til felles at breddene til en viss grad var vegetasjonsløse og bestod av sand og leire. Dette sammenfaller godt med tidligere registreringer, hvor arten også har vist preferanse for slike lokaliteter, at den tilsynelatende ikke finner de rette miljøforhold i dammer der suksesjonen/gjengroinga har kommet lengre, og at den blå voksne hannen trolig har et fortrinn ved at den er vanskelig å skjelne fra bakgrunnen når den sitter på leira (Olsvik *et al.* 1990; Dolmen 1992). Arten viste dessuten signifikant preferanse for lave verdier av ledningsevne og vannfarge (t-test), men denne beregningen ble gjort på et lite datamateriale (funnet i kun 2 lokaliteter), og signifikansen bør derfor tolkes med forsiktighet. At arten likevel viste en viss preferanse for lave verdier av ledningsevne og vannfarge er sannsynlig. *L. depressa* viste helt andre økologiske preferanser enn de øvrige øyenstikkerne, ved at den var plassert langt fra de andre artene i samtlige ordinasjonsdiagram. I tillegg til at det så ut til at den var tilknyttet lokaliteter med høyere pH (funnlokalitetene var de to lokalitetene med høyest pH; 9.3 på Meum i mai) og lavere ledningsevne enn de øvrige øyenstikkerne, så det også ut til at den prefererte relativt isolerte dammer (AntD i CCA). Dette kan tolkes som at den fort blir utkonkurrert dersom det er en hyppig innvandring av andre arter til dammen, noe som til en viss grad sammenfaller med tidligere hentydninger om at den er en typisk pionérart, som hurtig innvandrer nyetablerte lokaliteter (Sahlén 1996; Nielsen 1998). Larven er dessuten hardfør, ved at den både er tolerant mot forurensning, og ved at den kan overleve flere ukers tørke nedgravd i sedimentet (Sahlén 1996; Nielsen 1998). Den har altså et fortrinn i grunne dammer som av og til tørker ut om sommeren, og dammen på Meum var nettopp en slik lokalitet, uten at uttørking var tilfelle i løpet av undersøkelsesperioden (ca 30 cm dyp 11. september).

L. depressa ble funnet enkelte steder på det sørlige Østlandet på 1800-tallet (Aagaard & Hågvar 1987; Olsvik *et al.* 1990), men ble ikke registrert i Norge mellom 1896 og 1977, da

den igjen ble funnet i en gårdsdam i Råde kommune (Dolmen 1992). Videre ble den registrert i gårdsdammer i Rygge og Råde kommuner i 1985 (Dolmen 1992), men i følge Olsvik *et al.* (1990) ser den ut til å være forsvunnet fra sitt utbredelsesområde i Norge bortsett fra disse fåtallige gårdsdammene i Østfold, hvor arten fortsatt finnes svært fåtallig. Den ble regnet som truet i rødlista i 1992 (DN 1992) og sårbar i 1998 (DN 1999), og Dolmen (1989) karakteriserte arten som en av de mest truede insektarter i Norge. Olsvik *et al.* (1990) og Dolmen (1992) konkluderte med at artens tilholdssteder raskt kan bli uegnet for den dersom dammene ikke blir skjødsløst ut fra artens krav til leveområde; vegetasjonsløse leirbredder. Nielsen (1998) derimot, hevdet at *L. depressa* særlig yngler i næringsrike småvann med *mye* vegetasjon i tillegg til i vegetasjonsfrie dammer, og at den *krever* en god vegetasjon av sumpplanter eller busker. Arten er derimot mer utbredt i Danmark enn i Norge, og det kan være at et slikt mønster ikke gjelder for de få lokalitetene hvor den finnes her i landet.

Sympetrum danae regnes som euryøk og vanlig (Olsvik *et al.* 1990; Dolmen 1992), men viste tydelig preferanse for vann med lav fosfatkonsentrasjon (t-test) og foretrakk nøytral/basisk pH (ordinasjon). Den ble kun funnet som voksen, og ingen ynglelokaliteter ble dermed med sikkerhet påvist. Preferanse for lav fosfatkonsentrasjon og høy pH sammenfaller bare delvis med Nielsen (1998), som hevdet at arten er tilknyttet grunne, små og store, *næringsfattige* og *sure* vann med pH ned til 4.5, og tilgrodde myrer og humusrike skogdammer. *S. vulgatum*, som derimot er angitt som sårbar (Olsvik *et al.* 1990), og sjelden (Dolmen 1992; DN 1999), ble funnet som larve i to dammer. Disse to ynglelokalitetene var nokså forskjellige, noe som kan tyde på at arten ikke er så snever i valg av habitat som eksempelvis *L. depressa*. Skogdammen på Narvestad var nokså stor og dyp, og hadde relativt lave verdier av både pH, ledningsevne, vannfarge, turbiditet, nitrat og fosfat, mens engdammen på Skoftestad var halvparten så stor, like dyp og hadde høye verdier av de samme parametrene. Likevel viste ordinasjonene en tendens til at *S. vulgatum* var tilknyttet surere lokaliteter enn *S. danae*. Olsvik *et al.* (1990) og Nielsen (1998) hevdet derimot at *S. danae* foretrekker relativt surt vann, mens *S. vulgatum* oftest finnes i eutrofe, små, stillestående, varme og grunne tjern *uten* for lav pH, og foretrekker normalt en noe tettere vegetasjon av vann- og sumpplanter enn sine nære slektninger. Det var en tendens til at *S. vulgatum* var mindre ømfintlig for høye fosfatkonsentrasjoner enn de øvrige øyenstikkerne.

Bjånes (1973) hevdet at tidligere registreringer av *S. vulgatum* er svært fåtallige. I dammer i kulturlandskapet i Østfold i 1985/86 viste *Sympetrum*-artene en svak preferanse for

middels gamle og gamle lokaliteter, mens andre libeller ikke viste noe slikt mønster (Dolmen 1992). Selv om dammenes opplyste alder i denne undersøkelsen ble vurdert som svært usikre, og derfor ikke var med som variabel i de statistiske beregningene, var det også her en svak tendens til at *Sympetrum*-artene ikke ble funnet i de yngste dammene.

Ingen av øyestikkerartene viste gjennom t-test noen signifikant preferanse for spesielle pH-intervall. Dette tilsvarer det Dolmen (1995) fant for *L. sponso*, *C. hastulatum*, *Ae. juncea*, *Ae. grandis*, *C. aenea*, *S. metallica* og *S. danae* på Sørlandet. Heller ikke soleksponering, damareal eller nitratkonsentrasjon viste seg å ha noen signifikant sammenheng med utbredelsen av noen av artene.

Ord. Heteroptera - Teger

Det ble i alt funnet 15 tegearter, hvorav en art finnes i den norske rødlista, og en art tidligere er omtalt som sjelden. Dette gjelder buksvømmerne *Sigara limitata* som står i kategorien ”bør overvåkes” i rødlista 1998, og *Corixa punctata*, som betegnes som sjelden (Aagaard & Hågvar 1987; Sigmund Hågvar, pers. medd.). I Ødegaard & Coulianos’ (1998) forslag til rødliste for teger er hele 64% av artene knyttet til de kystnære områdene på Sør-Østlandet, og det er en stor andel siden bare 21% av de norske tegeartene har dette utbredelsesmønsteret. Tørrlegging og gjenfylling av ulike typer våtmark angis som store trusler mot disse artene.

Vannløpere

Når det gjelder vannløpere bør det påpekes at fangst av disse ikke ble gjennomført etter samme metodikk som den øvrige faunaen, da håvsveipene i hovedsak ble gjennomført under overflaten. Det ble derimot forsøkt å få med noen eksemplarer av vannløpere fra de lokalitetene de fantes. Denne metoden kan ha ført til at små arter har blitt unngått, og at de registrerte tetthetene ikke var sammenlignbare i forhold til andre arter. Alle de tre artene av vannløperne som ble funnet, *Gerris lacustris*, *G. odontogaster* og *Limnoporus rufoscutellatus*, er i følge Macan (1976) og Dolmen (1992) svært utbredt og vanlige i området, hvorav de to førstnevnte er euryøke mens sistnevnte prefererer de mest solrike lokalitetene. Uten at det ble påvist noen signifikans, var det også her en tendens til at *L. rufoscutellatus* prefererte de mest soleksponerte lokalitetene. Den ble funnet i kun to dammer, og disse to lokalitetene var blant de tre mest soleksponerte av samtlige. Ingen av de tre artene viste noen ekstrem plassering i ordinasjonsdiagrammene. De viste liten spredning med hensyn på ledningsevne,

fosfatkonsentrasjon, AntD (Antall dammer innenfor 1 km radius) og ANV (avstand til nærmeste dam), mens de fordelte seg over et bredere intervall med hensyn på pH-verdier. *G. odontogaster* viste tilknytning til dammer med høy pH, mens *G. lacustris* ble registrert i 10 av dammene, og dermed viste toleranse for et bredt pH-intervall. *L. rufoscutellatus* viste tilknytning til dammer med lavere pH.

Vannskorpioner

Nepa cinerea ble bare funnet i engdammen på Skoftestad, en dam med svært tett vegetasjon og høy nitratkonsentrasjon i forhold til de andre dammene. Siden dette var en sjelden art i undersøkelsen ble den veid ned i ordinasjonsanalysene og det var dermed vanskelig å tolke noe mønster ut fra plasseringen i diagrammene. Denne arten ble i 1985 og 1986 funnet i flere gårdsdammer i Rygge, Råde og Onsøy kommuner (Dolmen 1992). Den er ikke vanlig, men finnes i Sør-Norge nord til Mjøsa og Bergenstrakten, i dammer og småsjøer på grunt vann med mudderbunn eller i tett vegetasjon (Macan 1976; Dolmen 1992).

Ryggsvømmere

Det finnes tre arter ryggsvømmere i Norge (Dolmen 1992; Aagaard & Dolmen 1996). Siden *Notonecta glauca* overvintrer som voksen og eggene ikke klekker før i juli, mens *N. lutea* og *N. reuteri* overvintrer som egg, er unge individer som registreres tidlig på sommeren derfor enten *N. lutea* eller *N. reuteri* (Olsvik 1981; Dag Dolmen pers. medd.). De to sistnevnte artene er umulig å skille fra hverandre på unge individer, men *N. reuteri* regnes imidlertid som så sjelden at det er mest trolig at alle individene som ble betegnet som *N. lutea/reuteri* i denne undersøkelsen, var *N. lutea* (Dag Dolmen, pers. medd.).

N. glauca ble funnet ved 15 lokaliteter, noe som tyder på at den har god koloniseringsevne og stor økologisk toleranse. Det er tidligere antatt at *N. glauca* kan sette ned metabolismen om vinteren, slik at den ikke behøver så god næringstilgang (Olsvik 1981), noe som gir den et klart konkurransefortrinn i forhold til mange andre arter i "ekstreme" habitater. *N. lutea* ble funnet i fire dammer (Moer, Narvestad, Arnestad og skogdammen på Svenke-Rånås). Tre av disse lokalitetene var myrpreget, mens Arnestad derimot, hadde høye verdier av pH og lave verdier av vannfarge. Artenes plassering i ordinasjonene viste også at *N. lutea* prefererte lavere verdier av både pH og nitrat- og fosfatkonsentrasjoner enn *N. glauca*. Også tidligere er det hevdet at *N. lutea* nesten utelukkende er registrert i relativt lavproduktive dammer og

særlig i surere myrvannslokaliteter, riktignok ofte sammen med *N. glauca*, mens *N. glauca* er vanligere i lavlandet og oftere er å treffe i de mer eutrofe gårdsdammene, gjerne alene og fullstendig dominerende i de mest næringsrike lokalitetene (Olsvik 1981; Dolmen 1992). Arnestad var derfor tilsynelatende en utypisk lokalitet for *N. lutea*. I hele 17 dammer ble det registrert individer betegnet som *N. lutea/reuteri*. Disse var som tidligere nevnt, trolig *N. lutea*. Hvis det er tilfelle, var denne arten enda vanligere enn *N. glauca* i undersøkelsen.

Buksvømmere

Det ble funnet ni arter buksvømmere, hvorav én er med i rødlista fra 1998.

Corixa punctata var svært tallrik på Meum og ble kun funnet der og i engdammen på Skoftestad. Denne har blitt betegnet som sjelden ved at den før Dolmens (1992) undersøkelser av gårdsdammer i Østfold, bare var funnet 3 ganger her i landet (Aagaard & Hågvar 1987). Den er derimot ikke med i rødlista. Dolmen (1992) fant den i fem dammer i Råde, Rygge og Onsøy kommuner. Grunnen til at den er sjeldent registrert er antatt å kunne være fordi den preferer små vegetasjonsrike dammer (Macan 1976) og at denne type lokaliteter er lite undersøkt (Dolmen 1992), eller muligens fordi den er vanskeligere å fange enn andre arter. I følge Macan (1976) finnes arten typisk i rike dammer, og engdammen på Skoftestad var nettopp en slik lokalitet. Dammen på Meum derimot, var trolig lite produktiv, og burde derfor være et tilsynelatende utypisk habitat for arten. De to dammene hvor *C. punctata* ble funnet var altså svært forskjellige med hensyn på mange kjemiske og fysiske faktorer, noe som gjorde det vanskelig gjennom ordinasjonsanalyser å se noen trend i hva slags habitatpreferanser den hadde. *C. dentipes* ble bare funnet ved Arnestad, mens Dolmen (1992) betegner den som vanlig i gårdsdammer i området. Vannkvaliteten ved Arnestad fikk derfor stor betydning for artens plassering i ordinasjonsdiagrammene. Den har i følge Macan (1976) svært like habitatkrav som *C. punctata*. Det kunne se ut som om *C. punctata* tolererer høyere verdier av fosfatkonsentrasjon enn *C. dentipes* (ordinasjon), men det foreligger stor usikkerhet angående signifikansen av dette, grunnet det begrensede datagrunnlaget av sistnevnte art.

Sigara limitata ble funnet ved engdammen på Svenke-Rånås og på Meum. Den viste preferanse for dammer med høy pH, ved at disse dammene var de to hvor de høyeste pH-verdiene ble målt (9.3 på Meum i mai). De to lokalitetene var dessuten spesielle ved at breddene for en stor del bestod av sand og leire, og hadde lite vegetasjon, og dammene var

tilsynelatende lite produktive, samtidig som de var svært soleksponerte. Disse to dammene var også nokså isolerte, noe som kan tolkes dit hen at *S. limitata* kanskje lett blir utkonkurrert ved stadig kolonisering fra nærliggende dammer, samtidig som den kanskje prefererer vegetasjonsløse bredder med mye sand og leire (se også under *L. depressa*, som for øvrig kun ble funnet i de to samme dammene som *S. limitata*). Arten er regnet som sjelden i landsdelen ved at den bare så vidt er registrert i Oslo (Aagaard & Hågvar 1987), og er funnet i 6 dammer i Østfold (Dolmen 1992) og 12 dammer på Romerike (Dolmen *et al.* 1991). Den er dessuten med i rødlista 1998 under kategorien ”bør overvåkes” (DN 1999). *Sigara nigrolineata* og *S. distincta* ble kun funnet på Meum (førstnevnte i stort antall), mens *S. fossarum* og *S. semistriata* ble funnet i henholdsvis tre og to dammer. Disse artene viste spredte preferanser for ulike miljøvariabler. Gjennom ordinasjonene viste *S. nigrolineata* og *S. distincta* preferanse for lave verdier av ledningsevne. Dammen på Meum hadde dessuten svært høy pH i mai (9.3). *S. semistriata* og *S. fossarum* skilte seg fra de øvrige *Sigara*-artene ved at det kunne se ut som om de var mer ømfintlige for høye fosfatkonsentrasjoner. Disse to artene viste derimot forskjellig preferanse for pH, ved at *S. semistriata* kun ble funnet i to svært myrpregede lokaliteter med relativt lav pH, mens *S. fossarum* viste preferanse for mer nøytrale/basiske dammer. I følge Macan (1976) er *S. nigrolineata* ofte tallrik i små og grunne dammer, mens *S. distincta*, *S. fossarum* og *S. semistriata* krever god vegetasjon og dermed høyt innhold av organisk materiale i dammen. Den grunne dammen på Meum var derfor trolig et typisk habitat for *S. nigrolineata*, mens ingen av *Sigara*-artene ble funnet i dammer som var spesielt vegetasjonsrike. Dolmen (1992) betegnet *S. nigrolineata* som sjelden og *S. distincta*, *S. fossarum* og *S. semistriata* som vanlige i området.

Hesperocorixa sahlbergi var den vanligste buksvømmeren, ved at den ble funnet i hele 13 dammer, mens ingen av de andre buksvømmerne ble funnet i mer enn tre dammer. For de fleste buksvømmerne førte dette til at kjemiske og fysiske faktorer ved få dammer fikk stor innflytelse på ordinasjonsanalysene, og dermed ble mange av buksvømmerne plassert langt ut langs aksene i ordinasjonsdiagrammene. *H. sahlbergi* derimot, viste bred toleranse for flere miljøparametere ved den sentrale plasseringen i ordinasjonsdiagrammene. Dette kan tyde på at den er konkurransesterk ved at den er svært tolerant overfor forstyrrelser som kan gjøre en lokalitet upassende for andre arter. I følge Macan (1976) er arten vanlig i små dammer med tilstrekkelig mengde dødt plantemateriale, og uten for høy pH, og finnes ofte i dammer hvor det er få andre arter. Også Dolmen (1992) betegnet *H. sahlbergi* som vanlig i området. *H.*

linnei krever i følge Macan (1976) mer vegetasjonsrike dammer, men ble her funnet i to helt forskjellige dammer; Narvestad som var en myrpreget, lite soleksponert og lavproduktiv skogdam, og engdammen på Skoftestad, en svært soleksponert, produktiv og vegetasjonsrik dam med høy nitratkonsentrasjon. Dette gjør det svært vanskelig å si noe om hva slags habitatpreferanser denne arten viste.

Av buksvømmerne var det kun den svært vanlige *H. sahlbergi* som ble funnet sameksisterende med fisk. Det er tidligere hevdet at fisk, som ofte raskt desimerer invertebratsamfunn, bare i liten grad spiser buksvømmere (Dolmen 1992).

Ord. Coleoptera – Biller

Ingen av de 25 billeartene som ble funnet er med i rødlista. I følge Dolmen *et al.* (1991) er Akershus et godt undersøkt fylke når det gjelder biller, med åkerdammer, eventuelt hage-, tun- og skogkantdammer som de rikeste lokalitetene, og med stedvis svært stort mangfold eller diversitet av biller. I forhold til hos Dolmen (1992) ble det i denne undersøkelsen funnet få arter og individer av biller, ved at bare to av artene ble funnet i mer enn fem lokaliteter. Dolmen (1992) fant også at det blant biller i gårdsdammer i Østfold var mange arter av vanntråkkere, vannkalver, virvlere og vannkjær som viste tilknytning til gamle og middels gamle lokaliteter. Mange av billeartene som fantes bare i gamle dammer i den undersøkelsen, var sjeldne, og bare to sjeldne arter ble funnet i dammer som var mindre enn 100 år gamle. Også Fairchild *et al.* (2000) hevdet at dammenes alder har stor betydning for sammensetningen av billesamfunn i denne typen dammer, at mange sjeldne arter bare finnes i gamle dammer, og at de er sjeldne blant annet fordi de er langsomtspredende. Det er også hevdet at predatorerende vannkalver (Dysticidae) gjerne er raske til å kolonisere dammen, mens herbivore biller som vanntråkkere (Haliplidae), vannkjær (Hydrophilidae), bladbiller (Chrysomelidae) og snutebiller (Curculionidae) er tilknyttet spesiell vegetasjon som finnes i eldre dammer (Fairchild *et al.* 2000). Tilstedeværelse av fisk hadde også en helt klar betydning for den totale billetettheten og artssammensetning hos Fairchild *et al.* (2000), ved at både voksne, men først og fremst billelarver er svært utsatt for predasjon fra fisk. De rikeste billedammene hos Dolmen (1992) var også fisketomme. Fairchild *et al.* (2000) hevdet dessuten at biller er sensitive bio-indikatorer på vannkvalitet i dammer. I temporære dammer er billesamfunnet oftest karakterisert av arter som har gode flyegenskaper, mens biller i mer permanente vannforekomster ofte i mindre grad kan fly (Landin 1980).

Vanntråkkere

Det finnes i alt 14 arter vanntråkkere (Haliplidae) i Norge (Ødegaard *et al.* 1996), fem av disse ble funnet her, og de er herbivore både som larve og adult. Vanligst var *Haliphus heydeni*, som ble funnet i ni lokaliteter. Denne er tidligere angitt som relativt vanlig på Sør- og Sørøstlandet (Ødegaard *et al.* 1996). *H. ruficollis* ble funnet i åtte lokaliteter, og er tidligere blitt betegnet som den vanligste vanntråkkeren i gårdsdammer i området (Dolmen 1992; Ødegaard *et al.* 1996). Begge disse artene prefererer små vannforekomster med rik vegetasjon, og er karakterarter nettopp for små, høyproduktive dammer, og *H. ruficollis* er dessuten tolerant mot forurensning (Holmen 1987). De tre siste artene ble funnet ved kun én lokalitet; *H. flavicollis* og *H. fulvus* ved Moer og *H. immaculatus* ved skogdammen på Skoftestad. I følge Ødegaard *et al.* (1996) er *H. fulvus* vanlig i hele landet, mens de to andre har mer sparsom utbredelse på Sør- og Østlandet.

Vanntråkkerne viste liten spredning med hensyn på ledningsevne, mens andre parametere trolig hadde større forklaringsevne for denne gruppens fordeling. Det så ut til at *H. immaculatus* viste preferanse for høyere pH-verdier enn de øvrige vanntråkkerne, noe som også er hevdet av Holmen (1987). *H. ruficollis* var tilsynelatende mer ømfintlig mot høye nitratkonsentrasjoner, og *H. fulvus* og *H. flavicollis* prefererte tilsynelatende lavere fosfatkonsentrasjon enn de øvrige vanntråkkerne. Det var dessuten en tendens til at tilstrekkelig antall vannforekomster i området til en viss grad styrte tilstedeværelsen av *H. ruficollis*, *H. heydeni* og *H. immaculatus*.

Vanntråkkerne flyr sjelden, selv om de har godt utviklede vinger, og de er vanligst i rene, næringsrike, soleksponerte tjern og dammer, uten for lav pH. De svømmer dårlig og lever stort sett i tilknytning med undervannsvegetasjon, og undervannsrøtter til trær på bredden utgjør derfor gode habitater for vanntråkkere (Biggs *et al.* 1994; Holmen 1987; Fairchild *et al.* 2000).

Vannkalver

Ingen av vannkalvartene ble funnet ved mer enn fem lokaliteter. Derimot var det bare ved Sutterhol, Nordre Ugjestrød og midtre østre og midtre vestre dam på Elingård det *ikke* ble registrert voksne individer av vannkalver. Av disse var det bare på Sutterhol det heller ikke ble registrert larver. Den vanligste arten var *Hydroporus palustris*, som ble funnet i fem lokaliteter. Artene *Ilybius fuliginosus*, *Hygrotus inaequalis* og *Hyphydrus ovatus*, som er vanlige i hele Norge og som var de vanligste vannkalvene hos Dolmen (1992), ble i denne

undersøkelsen funnet ved henholdsvis fire, fire og tre lokaliteter. Førstnevnte er angitt som svært vanlig i næringsrike dammer og bekker (Dolmen 1992). Vannkalvene viste stor spredning i ordinasjonene. Resultatene kan tolkes dit hen at isolasjon ikke er noen hindring når det gjelder fordelingen av vannkalver (selv om betydningen av faktoren avstand til nærmeste vannforekomst trolig er overestimert i analysene (se kapittel 5.4)). Dette kan kanskje forklares gjennom disse artenes gode flygeevne. Totalt sett var det kun 13 arter som lå langs den negative delen av 1. akse (lav verdi av AntD) i DCA-diagrammet for forekomst/fravær, og hele 6 av disse var vannkalver. Det var særlig *Hydroporus*-artene som viste denne fordelingen.

Agabus sturmii ble funnet i fire lokaliteter (engdammen på Skoftestad, Mørksand, Glenge og Karpedammen på Elingård) som var svært forskjellige når det gjaldt de miljøparametrene som hadde signifikant forklaringsevne i ordinasjonsanalysene, og arten viste derfor stor økologisk spennvidde (sentralt plassert i ordinasjonsanalysene). De fire lokalitetene, med unntak av Karpedammen, hadde derimot til felles at de hadde betydelig høyere vannfarge enn de øvrige lokalitetene og også høy turbiditet, noe som kan tyde på at *A. sturmii* har et fortrinn i svært humøst vann. Hos Dolmen (1992) ble denne arten utelukkende funnet i gamle lokaliteter, og var en typisk art for små, næringsrike dammer. Det ble ikke funnet noe mønster med hensyn på dammenes alder i denne undersøkelsen. *Agabus bipustulatus* ble funnet ved Meum og Glenge, to dammer som begge var små. Denne artens preferanse for små dammer er også tidligere påpekt av Oertli *et al.* (2002). Begge *Agabus*-artene viste dessuten toleranse for høye konsentrasjoner av fosfat.

Anacaena lutescens og *Hygrotus inaequalis* viste tendens til å tolerere høye verdier av både nitrat og fosfat og høy ledningsevne, mens *Hydroporus nigrita*, *H. planus*, *H. incognitus*, *H. palustris* og *Dytiscus marginalis* viste toleranse kun mot høye verdier av fosfat. *Graptodytes pictus* viste tendens til å preferere høy pH.

Når det gjelder lokalitetene var det særlig den lille, grunne dammen på Glenge som utmerket seg med hensyn på vannkalvfaunaen. Hele seks av ti registrerte insektarter var vannkalvarter, hvorav fire *Hydroporus*-arter og to *Agabus*-arter. Dette kan tyde på at biller, og da særlig vannkalver, er lite ømfintlige for faren for uttørking, i forhold til andre insektgrupper. Vannkalvene *H. incognitus* og *A. bipustulatus* ble bare funnet på Glenge og Meum, trolig de eneste dammene i undersøkelsen som er direkte utsatt for uttørking på varme somre, noe som gjør det nærliggende å anta at disse to artene prefererer nettopp slike temporære dammer.

Virvlere

Virvlere (Gyrinidae) ble ikke artsbestemt. Glenge var den eneste lokaliteten hvor adulte virvlere ble registrert. Dolmen (1992) hevdet imidlertid at innsamlingsmetoden som er brukt ikke er noen god metode for å registrere virvlere. Tettheten av virvlere er derfor trolig underestimert.

Vannkjær

Av de fem artene av vannkjær som ble funnet var det *Anacaena lutescens* som var vanligst. Den ble funnet ved tre lokaliteter. Ekeberg og engdammen på Skoftestad skilte seg ut som rike vannkjær-lokaliteter. Særlig *Helophorus brevipalpis*, en art som er svært vanlig i dammer i kulturlandskapet i Østfold (Dolmen 1992), ble funnet i store tettheter i disse to dammene. Dette var de to mest soleksponerte dammene i undersøkelsen og de hadde god vegetasjon av vannplanter. Det var trolig dammenes rike vegetasjon som gjorde dem til gode habitater for vannkjær. Mens de fleste vannkjær er rovdyr som larver, er de herbivore/detrivore som voksne, og er derfor ofte tilknyttet lokaliteter med store mengder råtnende plantemateriale (Landin 1980). De er dårlige svømmere og lever derfor ofte i forbindelse med planter i grunne områder så de raskt kan nå overflaten for å opprettholde respirasjonen.

Vannkjær-artene viste jevn preferanse for lavere pH enn de øvrige billeartene og for middels fosfatkonsentrasjoner. Dessuten kunne det se ut som om lavere avstander til andre vannforekomster var viktigere for denne gruppen, enn for vannkalvene.

Bladbiller, snutebiller og kortvinger (Staphylinidae) ble registrert i til sammen syv dammer. Ingen av disse gruppene ble artsbestemt og var derfor heller ikke med i datamaterialet som lå til grunn for ordinasjonsanalysene. Bladbiller og snutebiller er tilknyttet dammer med rik vegetasjon (Nilsson 1996d; Palm & Nilsson 1996)

Kl. Amphibia – Amfibier

Det er registrert seks amfibiearter i Norge. I tillegg til liten (*Triturus vulgaris*) og stor salamander (*Triturus cristatus*), vanlig frosk (battsnutefrosk (Dag Dolmen pers. medd.)) (*Rana temporaria*), spissnutet frosk (*Rana arvalis*) og padde (*Bufo bufo*), er også damfrosk (*Rana lessonae*) nylig registrert i Norge (i et fåtall lokaliteter i et lite område i Aust-Agder) (DN 1999; Størkersen 1999; Dolmen 1996b). Alle amfibieartene i Norge er fredet i henhold

til viltloven av 1981. Dessuten er stor salamander og spissnutet frosk oppført på Bern-konvensjonens liste II og de andre artene på konvensjonens liste III (DN 1999). I Norge er stor salamander og damfrosk kategorisert som direkte truet, liten salamander som sårbar og spissnutefrosk som sjelden (DN 1999).

Undersøkelser både i Norge, resten av Europa, Sør-, Mellom og Nord-Amerika og Australia har vist at antall amfibier er blitt redusert kraftig de siste 30 årene, og at stor salamander er en særlig utsatt art (Beebee 1973, 1977, 1981, 1996b; Dolmen 1996b; Strand 1996). Amfibiartenes tilbakegang skyldes i første rekke gjenfylling og drenering av yngledammer grunnet omlegging i landbruket, utsetting av fisk, forurensning og sur nedbør (Beebee 1973; Skei 1993; Dolmen 1996b). Amfibier blir lett nedbeitet av fisk og er derfor mindre vanlige i fiskedammer enn i fisketomme. Stor salamander er særlig sårbar ved at den ofte raskt forsvinner helt ved utsetting av laksefisk, mens liten salamander ser ut til å desimeres raskt av karpefisk (Beebee 1981; Dolmen *et al.* 1991; Dolmen 1992, 1996a, b; Strand 1996). Padde tåler godt tilstedeværelse av fisk, og synes å foretrekke fiskevann (Dolmen 1996b). Undersøkelser har også vist at stor salamander, i tillegg til padde, tåler godt tilstedeværelse av karpefisk (Dolmen 1992).

Salamandere er kjent for å kunne leve i en dam i et område, men ikke i en dam få meter unna. Dette skyldes trolig blant annet svært mange hydrologiske forhold, noe som ofte gjør amfibienes fordeling vanskelig å forklare (Dolmen 1983). Dolmen *et al.* (1991) konkluderer med at det derfor er et sterkt behov for videre kartlegging og undersøkelser av norske amfibier, da det her finnes truede, sårbare og sjeldne arter, og svært lite tross alt er kjent om deres utbredelse og generelle økologi. En forklaring på amfibienes sårbarhet er trolig deres livsførsel først og fremst ved at de er avhengige av både akvatiske og terrestriske miljøer, den økte sårbarheten som metamorfosen innebærer, samt den svært permeable huden som gjør dem sårbare for forurensning og annen forurensning (Dolmen 1976; Skei 1993; Strand 1996).

Det ble funnet fire amfibiarter; begge salamanderartene samt vanlig frosk og padde. Amfibier som gruppe var svært vanlig, ved at det bare i én lokalitet ikke ble registrert noen amfibier; midtre vestre dam på Elingård. Det ble ikke registrert fire amfibiarter ved noen av lokalitetene. Ved fire av lokalitetene ble det registrert tre arter (skogdammen på Skoftestad, Sutterhol, Narvestad og Meum), og felles for disse var at de lå i nær forbindelse med skog,

noe som også tidligere er angitt som en svært viktig faktor ved en god amfibielokalitet, kanskje med unntak av for padde (Dolmen 1976; Beebee 1977; Dolmen *et al.* 1991; Biggs *et al.* 1994; Strand 1996). Tidligere undersøkelser har vist at amfibiearter oftere finnes sammen og sjeldnere hver for seg enn det man skulle vente ut fra randomisering (Strand 1996). Liten salamander var den vanligste av artene, og ble funnet ved 14 av de 19 lokalitetene, mens stor salamander ble funnet ved syv, vanlig frosk ved fem og padde ved fire lokaliteter. Bare i én lokalitet ble det funnet frosk og/eller padde uten at det ble registrert salamandere, men i følge grunneier var det tidligere registrert salamander også her (Skogdammen på Svenke-Rånås).

Etter tidligere undersøkelser kan man karakterisere en god amfibielokalitet som fisketom, middels stor (ca 10 x 10 m), den må ha både runne og dype partier, være relativt pH-nøytral og ikke overskride polyhumøs grad 2, mens konduktivitet/kalkinnhold betyr mindre (Beebee 1977; Dolmen *et al.* 1991; Strand 1996). Det var en klar tendens til at amfibier også i denne undersøkelsen sett under ett prefererte nøytrale eller lett basiske dammer framfor sure. Det var derimot ingen klare mønstre med hensyn på amfibiene og spesielle preferanser for damtype, noe som sammenfaller delvis med det som tidligere ble funnet for dammer på Romerike, hvor alle amfibieartene unntatt padde fantes i alle damtyper (Dolmen *et al.* 1991). Dette kan tyde på at landbruksavrenning ikke har betydelig effekt på amfibiefaunaen, med unntak av padde. Stor salamander og vanlig frosk viste signifikant preferanse for enkelte kjemiske og fysiske miljøparametere (t-test). CCA antyder en svak tendens til at salamandere er avhengig av kortere avstand mellom dammene og lavere fosfatkonsentrasjon enn frosk og padde.

Nyere undersøkelser i England har vist at gamle dammer inneholdt flere salamanderarter, men ikke padde og frosk, mens nye dammer fort ble kolonisert særlig av froskearter, men bare sjelden av salamandere (Beebee 1996b). Dette er trolig fordi frosker og padder lettere beveger seg over lengre avstander, enn salamandere, og derfor lettere koloniserer nye dammer. Grunnet de usikre bakgrunnsopplysningene om alder, kan det ikke angis noen mønster på dette i denne undersøkelsen. Salamandere krever høyere produktivitet enn frosk og padde (Strand 1996), trolig fordi larvene er rovdyr og derfor krever større biomasse av byttedyr.

Liten salamander

Liten salamander var en av de vanligste av alle registrerte arter i denne undersøkelsen. Bare døgnfluen *C. dipterum*, øyestikkeren *Ae. cyanea* og ryggsvømmeren *N. glauca* ble funnet i

flere lokaliteter. At en rødlisteart er en av de vanligste artene i en undersøkelse av en spesiell naturtype – her gårdsdammer – gir et klart bilde av denne naturtypens store betydning for bevaring av det biologiske mangfoldet. Også i tidligere undersøkelser av dammer i kulturlandskapet har liten salamander vært en svært vanlig art, og av 31 gårdsdammer i Østfold ble den funnet i 27, stedvis i store tettheter særlig i fiskeløse dammer (Dolmen *et al.* 1991; Dolmen 1992; Strand 1996).

Det ble funnet liten salamander i seks av de syv dammene hvor det ble registrert stor salamander. Det er vanlig at disse to artene opptrer sammen, noe som viser at de har forholdsvis like habitatkrav, men at de ikke utkonkurrerer hverandre (Dolmen *et al.* 1991; Strand 1996). Liten salamander er derimot mer generalist enn den store, ved at den finnes i et bredere utvalg av lokalitetstyper; fra sure myrtjern og større vann i skogsområder til eutrofe dammer i jordbruksområder og bystrøk, og også i brakkvann, vegetasjonsløse klippedammer på svaberg, og i dype, kalde brønner (Dolmen 1976, 1983). Også engelske undersøkelser har vist at liten salamander, i motsetning til den store salamanderen, har god evne til å kolonisere nye dammer og til å formere seg i små vannvolum (Beebee 1973; 1977, 1981, 1996b). Dolmen (1976) forklarer dens tilpasning til grunnere partier med spesielle preferanser for lys og temperatur. Det ble i denne undersøkelsen ikke funnet noen sammenheng mellom damdybde og den lille salamanderens fordeling. Strand (1996) hevdet at arten foretrakk dammer dypere enn 0.5 meter, og siden minste damdybde i denne undersøkelsen var om lag 1 meter, var trolig ingen av dammene i denne undersøkelsen tilstrekkelig grunne til at det kan betegnes som begrensende faktor for arten.

Liten salamander viste en tilfeldig fordeling både med hensyn på pH, ledningsevne, vannfarge, fosfat- og nitratkonsentrasjon, dybde og areal (t-test), noe som forteller om dens store økologiske elastisitet og har ført til den sentrale plasseringen i ordinasjonsdiagrammene. På Meum, hvor det ble funnet en god tetthet av larver i mai og juli, ble det målt en pH på hele 9.3 i mai. Også andre undersøkelser har påpekt artens toleranse når det gjelder både pH, ledningsevne, farge, dybde og tilstedeværelse av fisk, ved at den blant annet er funnet reproduserende ved pH helt ned til 5.5 og opp til 10.3, og i svært humøst vann (opp til 500 mgPt/l) (Dolmen 1976, 1983; Dolmen *et al.* 1991; Strand 1996). Strand (1996) antyder at arten foretrekker nøytrale/basiske dammer framfor sure og at den er mindre vanlig i skogs- og myrdammer enn i de kulturpåvirkede. I denne undersøkelsen viste amfibier som gruppe en

fordeling mot nøytrale/basiske dammer, mens noen preferanse for en spesiell damtype ikke kan påvises verken for enkeltarter eller amfibier sett under ett. Liten salamander kunne derimot se ut til å foretrekke noe lavere ledningsevne enn gjennomsnittet av alle artene. Tre av de fem dammene hvor arten ikke ble funnet, var blant de fem dammene hvor ledningsevne over 250 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ble registrert, og uten at det var noen signifikant forskjell (t-test), hadde dammene hvor arten ble funnet generelt lavere gjennomsnittlig ledningsevne enn dammene hvor den ikke ble funnet.

Det ble funnet liten salamander i alle de tre dammene hvor det ble funnet karuss, men i betydelig lavere tetthet (én larve i hver av fiskedammene) enn i de øvrige lokalitetene for arten. Dette kan tyde på at arten kan, dog bare i liten grad, sameksistere med karuss. At karpefisk raskt desimerer bestander av liten salamander er også hevdet i mange andre undersøkelser (Dolmen *et al.* 1991; Dolmen 1992; Strand 1996).

Stor salamander

Det ble registrert stor salamander ved syv lokaliteter. Arten viste et nordlig utbredelsesmønster innenfor det undersøkte området, ved at den fantes i fem av åtte lokaliteter i Akershus, men i kun to av 11 lokaliteter i Østfold. Samme trenden vises hvis vi sammenligner med Dolmens (1992) undersøkelser i Østfold hvor en av fem lokaliteter hadde stor salamander, mens andelen her, hvor også Akershus var med i undersøkelsesområdet, var om lag det dobbelte. Det trekkes derimot ingen konklusjoner angående dette, da det ikke er registrert noe slikt mønster tidligere.

Stor salamander viste signifikant preferanse (t-test) for større dybde, ved at middeldybden i dammene der arten fantes var signifikant større enn der den ikke fantes. Også humusinnhold og eutrofi viste seg å være av betydning for denne arten, ved at verdiene for vannfarge og fosfatkonsentrasjon var signifikant lavere der arten ble registrert enn der den ikke ble det (t-test). Dette overensstemmer godt med tidligere undersøkelser som også har vist at stor salamander er den mest kresne av de to salamanderartene, ved at den foretrekker dypere og noe større dammer enn generalisten liten salamander (Beebee 1973, 1977, 1981, Dolmen 1976, 1992; Strand 1996). I denne undersøkelsen viste arten en tilfeldig fordeling i forhold til dammenes areal, mens det kan se ut som om arten foretrekker nøytral pH i tillegg til lave verdier av fosfat og ledningsevne (ordinasjon). Den har også gjennom tidligere undersøkelser

vist en betydelig snevrere økologisk elastisitet enn andre amfibier, ved at den både har vist preferanse for humøst vann, relativt lav pH og lite oppløste salter (Dolmen 1976), samtidig med at den har vist mindre toleranse mot lav pH og høyt humusinnhold enn sine slektninger (Beebee 1977; Dolmen *et al.* 1991; Strand 1996; Strand 2002). Preferansen for dypere dammer skyldes trolig større krav til dammer som ikke tørker ut, siden den holder seg lengre i vann etter metamorfose og er mer i vann som voksen enn den lille salamanderen. I Trøndelag er stor salamander funnet praktisk talt utelukkende i dystroft vann så godt som alltid i nokså urørte gran- og furuskogsområder og aldri ved dyrkede områder eller i menneskers nærhet (Dolmen 1976).

Stor salamander ble ikke påvist i noen av de tre lokalitetene der karuss ble funnet. Tidligere undersøkelser har antydnet at den svært sjelden eller aldri sameksisterer med fisk og har vist seg å forsvinne helt etter utsettinger av laksefisk (Dolmen *et al.* 1991; Strand 1996). I gårdsdammer i Østfold viste den seg å ha tilfeldig fordeling i forhold til karpefisk, noe som ikke var tilfelle for den lille salamanderen (Dolmen 1992). Den samme undersøkelsen antydnet også stor salamanders preferanse for eldre dammer enn hva tilfeldig fordeling skulle tilsi. Et slikt mønster var ikke mulig å se i denne undersøkelsen, men med tanke på Elingård-dammenes høye alder og fravær av stor salamander, kunne det vært nærliggende å tro det motsatte. Derimot spiller høyst trolig andre lokale faktorer en større rolle for artens fravær der, enn dammenes alder alene.

Beebee (1973) hevdet at en av grunnene til at den store salamanderen hadde gått dramatisk tilbake i utbredelse, var dens krav til dypere vann for å reprodusere, og at den ikke så lett kunne nyttegjøre seg så små vannvolum som de andre amfibiene. Dammer blir derfor fortore upassende for den, og den har betydelig dårligere evne til å kolonisere og tilpasse seg nye lokaliteter enn de øvrige amfibieartene (Beebee 1973, 1977, 1981). Det ble også antatt at den store salamanderen var mer sårbar overfor den stadig økende avstanden, med vanskelig terreng, mellom potensielle habitater, enn de andre artene. Også i denne undersøkelsen så det ut til at det blant amfibiene er stor salamander som er mest avhengig av at det både er et tilstrekkelig antall vannforekomster innen et område, og at det ikke er for langt mellom dem.

Vanlig frosk

Vanlig frosk ble funnet ved fem lokaliteter, hvorav en av dem hadde karuss. Dette var ved Sutterhol, hvor det ble registrert en enorm tetthet av larver i mai. Det så derfor ut til at vanlig frosk kan sameksistere med karpefisk. Det så videre ut til at arten foretrakk lav ledningsevne og fosfat- og nitratkonsentrasjon, selv om det bare var preferansen for lav ledningsevne som ble funnet signifikant (t-test). Arten viste en mer tilfeldig fordeling med hensyn på pH, vannfarge, dybde og areal. Tidligere undersøkelser, deriblant på Romerike og i Follo, har ikke påvist at vanlig frosk har spesielle preferanser med hensyn på dybde, ledningsevne, damtype eller tilstedeværelse av fisk, men arten har vært hyppigere i de sure og humusrike dammene enn de øvrige, og har sett ut til å foretrekke god vannvegetasjon (Dolmen *et al.* 1991; Beebee 1996b; Strand 1996). Strand (1996) antyder at vanlig frosk har stor økologisk elastisitet, ved at den i Follo hadde en vid utbredelse med hensyn til miljøvariabler og at den hadde tilfeldig fordeling mellom damtyper. Dolmen *et al.* (1991) hentyder at det ser ut til at det "bare" er pH som bestemmer utbredelsen for vanlig frosk. Mens salamanderlarvene lever av animalsk føde, spiser frosk- og paddelarver plantekost, og har derfor ikke så store krav til høy produktivitet som salamanderartene. I gårdsdammer i Østfold i 1985-86 fant Dolmen (1992) vanlig frosk og spissnutefrosk i til sammen 18 av 31 lokaliteter, og de to artene var omtrent like vanlige, selv om sistnevnte var mer tilknyttet gamle dammer enn førstnevnte.

Undersøkelser både i England og Norge viser at også vanlig frosk forsvinner, men i mindre omfang enn salamanderene. I hagedammer i England har vanlig frosk vist gode evner til å kolonisere og yngle i nyetablerte hagedammer (Beebee 1973, 1977, 1981; Skei 1993).

Padde

Padde ble funnet i fire lokaliteter, og var derfor den minst vanlige av amfibiartene. Også Dolmen (1992) og Strand (1996) fant ut at padde var den minst vanlige av amfibiene i gårdsdammer, noe som i følge dem trolig skyldes artens preferanse for større, dypere og mindre vegetasjonsdekkede vannforekomster enn det som er vanlig blant gårdsdammer. Også i England var padde den sjeldneste amfibiarten i undersøkelser i denne habitattypen (Beebee 1977, 1981). Padde viste ingen signifikant preferanse verken med hensyn på pH, vannfarge, ledningsevne, fosfat- og nitratkonsentrasjon, soleksponering, dybde eller areal (t-test), men ut fra ordinasjonene var det en svak antydning til at den foretrakk høyere pH enn sine slektninger, og at den tolererte relativt høye fosfatkonsentrasjoner. Også Dolmen *et al.* (1991)

og Strand (1996) konkluderte med at verken ledningsevne eller humøsitet har vist seg å styre fordelingen av padde i gårdsdammer. De samme undersøkelsene viste derimot at sammen med liten salamander viste padde preferanse for nøytrale/basiske dammer framfor sure. Padde viste heller ikke noe mønster med hensyn på tilstedeværelse av fisk i denne undersøkelsen. En av dammene hvor den ble registrert (i enormt antall), Sutterhol, hadde dessuten en stor bestand av karuss, noe som også her tyder på at tilstedeværelsen av karpefisk ikke er forstyrrende på padde. Tre av de fire lokalitetene hvor den ble funnet var dessuten i umiddelbar nærhet av skog, men arten viste tilfeldig fordeling mellom damtypene. Biggs *et al.* (1994) derimot, hevdet at alle amfibiartene *unntatt* padde foretrekker dammer omgitt av skog. Andre undersøkelser har også vist at alle amfibiartene *unntatt* padde finnes i alle damtyper, noe som er antatt at skyldes at avrenning fra landbruket har større effekt på padde (sjelden i åkerdammene) enn de øvrige artene (Dolmen *et al.* 1991). Også Beebee (1996b) fant at padda var særlig sårbar selv mot moderate nitratkonsentrasjoner. Det ble derimot i denne undersøkelsen funnet padde (riktignok bare ett individ) i Skogdammen på Skoftestad, en lokalitet hvor det ble målt svært høye verdier av både ledningsevne og nitratkonsentrasjon. Det kan derfor ikke her slås fast at padda er spesielt sårbar mot denne typen forurensning.

Padde har vist seg å ha helt andre preferanser enn de andre amfibiartene, ved at den foretrekker dypere (helst >2 meter) og større (helst >500m²) dammer, og i stor grad sameksisterer med fisk (Beebee 1981; Dolmen *et al.* 1991; Strand 1996). Fisk er ingen trussel for padde, fordi i motsetning til stor salamander som er giftig bare som voksen, er padde giftig også som larve (Dolmen *et al.* 1991; Dag Dolmen pers. medd.). Dessuten svømmer larvene i stim, noe som er kjent som antipredatoradferd. Ut fra tidligere undersøkelser er det nærliggende å anta at padda er for konkurransesvak i forhold til andre amfibiearter i fisketomme lokaliteter, mens tilstedeværelse av fisk begunstiger padda ved å ekskludere, eller redusere tettheten av andre amfibier. Paddas sameksistens med fisk fører videre til at den ikke trenger å måtte leve i grunne, fisketomme dammer, og dermed ikke risikerer at ynglelokaliteten tørker ut om sommeren. Paddas nokså forskjellige preferanser i forhold til de andre amfibiene skulle tilsi at denne arten er vanligst i dammer uten andre amfibier. Paddelarvenes klumpvise (stim) fordelig kan dessuten også anta å gjøre denne arten sjeldnere registrert gjennom tilfeldige håvsveip.

Cypriniformes – Karpefisk

De tre dammene hvor karuss ble registrert, var blant de fem dammene med lavest diversitet, mens derimot artsantall ikke viste noen tydelig fall ved tilstedeværelse av fisk. (Sutterhol og nord-østre og karpedammen på Elingård). At karuss plasserer seg langt ut i ordinasjonsdiagrammene antyder også at de fleste av de andre artene prefererer lokaliteter der den ikke finnes. Det kan se ut som om det særlig er tegene som er sårbare overfor tilstedeværelse av fisk, ved at det i fiskelokalitetene bare ble registrert én og to arter teger, mens øyenstikkere og biller ikke viser noe tydelig mønster med hensyn på dette.

Dolmen (1992) påpeker at i dammer hvor fisken dør ut, tar det øvrige dyrelivet seg raskt opp, særlig nettopp ryggsvømmere og liten salamander, ved at de kan opptre i enorme mengder allerede året etter at fisken er borte. Han fant fem fiskearter og konkluderte med at fisk er en viktigere faktor med hensyn på artsantall og diversitet enn vannets kjemiske/fysiske miljøparametere.

Andre insektgrupper

Det ble funnet larver av mudderfluer ved tre lokaliteter (Mørksand og begge dammene på Svenke-Rånås) og sommerfugler (Fam. Pyralidae) ved én lokalitet (Arnestad), mens vårfluer ble funnet ved samtlige lokaliteter unntatt ved Glenge. Disse gruppene ble ikke artsbestemt, og var derfor ikke med i dataene som ligger til grunn for ordinasjonsanalysene. Mudderfluene som gruppe viste signifikant preferanse for lav ledningsevne (t-test). Tidligere undersøkelser har vist at enkelte arter av vårfluer er svært vanlige i små vannforekomster (f. eks Stokker *et al.* 1999; Ekeberg 2000; Hov 2003). Andre tilsvarende undersøkelser i området har derimot ikke hatt med vårfluer i registreringene (Dolmen 1992; Bolghaug & Dolmen 1996). Ingen av de nevnte undersøkelsene har med verken mudderfluer eller sommerfugler (fam. Pyralidae) i registreringene, og lite er derfor kjent med hensyn til disse gruppenes økologi og utbredelse i området.

5.4 Tolkning av ordinasjonsanalyser

Ut fra antagelsen om artenes normalfordeling langs miljøgradienter, viste de oppnådde akselengder gjennom ordinasjonsanalysene at det var en betydelig varians i artssammensetning mellom lokalitetene. Når det gjelder aksenes eigenverdier, regnes det som

god spredning av arter langs aksen dersom denne verdien er over 0.5 (ter Braak 1995). Både i DCA og CCA var gradientlengdene lavere enn 0.5 når artslister med forekomst/fravær lå til grunn, mens de var betraktelig høyere (om lag 0.9) når det totale antallet av alle artene lå til grunn. Forklaringsevnen og gradientlengden viste den samme trenden. Dette kan tolkes som at man ved å analysere forholdet mellom artenes tettheter, og ikke bare artenes tilstedeværelse, får et bedre bilde av mønstre som ligger bak forskjeller mellom lokaliteter. Også Stokker *et al.* (1999) fant ut at ordinasjon med kvantitative artslister gav best resultat.

Når man tolker resultater av ordinasjon skal man være forsiktig med å dra for mange konklusjoner, men være klar over at signifikans ikke er nok til å fastslå årsakssammenheng (Myklestad 1996). Signifikans bør tolkes som en indikasjon.

Ordinasjonsanalysene viste hvilke forhold ved dammene som var bestemmende for fordelingen av artene. Særlig ledningsevne og fosfatkonsentrasjon hadde stor betydning som forklarende variabler på fordelingen i artsdata i DCA. Antall dammer innenfor 1 km radius (AntD) og avstand til nærmeste dam (ANV) var også parametre som hadde stor forklaringsevne. Det skal imidlertid ikke trekkes for bastante konklusjoner angående de to sistnevnte parametrene, grunnet Elingård-dammenes betydelige tyngde i analysene. At hele fire av 19 dammer lå så tett som disse gjør, at det var 10 dammer innenfor 1 km radius, og at de fire aktuelle dammene var relativt like når det gjaldt både arter og kjemiske og fysiske faktorer, preget resultatene i ordinasjonene på en sterk måte. At flere arter (*A. aquaticus*, *H. complanatus*, *A. crista*, *S. metallica*) bare, eller nesten bare, ble funnet der, samtidig som disse fire dammene viste uvanlig høye verdier av fosfatkonsentrasjon, ledningsevne og AntD, og lave verdier av ANV, gjorde at artene som fantes her ytet en trolig overestimert vekt på ordinasjonsanalysene. Derfor ble også forklaringsevnen til disse parametrene trolig overestimert i analysene. Det er likevel nærliggende å tro at avstanden mellom dammene her har hatt større betydning for fordelingen av artene på Elingård enn de kjemiske faktorene, særlig siden det stort sett er snakk om organismer som er avhengig av passiv spredning.

Også pH-verdi og fosfat- og nitratkonsentrasjon viste god forklaringsevne i ordinasjonene. pH viste god sammenheng med artsfordelingen langs 2. aksens i DCA av forekomst/fravær, og ved at aksens var relativt lang, samtidig som artene viste en god spredning langs den, ga dette en god indikasjon på artenes preferanse for ulike pH-områder. De ulike damtypene plasserte

seg slik i diagrammene at skogdammene viste generelt lave pH-nivåer i forhold til eng- og tundammene, Engdammene viste jevnhet med hensyn på fosfat og ledningsevne, men varierende pH-verdier, og tundammene viste stor spredning med hensyn på fosfat og ledningsevne, mens de var mer samlet rundt middels og middels høye pH-verdier. Skogdammenes nokså sentrale plassering i ordinasjonsdiagrammet hvor antall individer lå til grunn, gjenspeilet nok at det ikke ved noen av disse lokalitetene ble funnet store tettheter av enkeltarter, men var et mer balansert forhold mellom artstetthetene. Dette diskuteres videre under kapittel 5.5.

Ut fra ordinasjonene kunne det se ut som om det særlig var fosfatkonsentrasjonene som styrte fordelingen av de fleste artene, ved at det store flertallet av arter, og dermed også lokaliteter, var plassert på motsatt side av vektoren for høyeste målte fosfatkonsentrasjon, og denne vektoren var relativt lang i de to dimensjonene CCA-diagrammene representerer. Det er riktignok mulig at også dette mønsteret, slik som for AntD og ANV, er overestimert, siden nettopp Elingård-dammene hadde nokså ekstreme fosfatkonsentrasjoner i forhold til de øvrige dammene. Det er derimot kjent også fra tidligere undersøkelser at mange arter er ømfintlige for nettopp høye fosfatkonsentrasjoner (Cao *et al.* 1996; Økland & Økland 1995), og det er trolig at mønsteret som viste seg her derfor er realistisk.

Gradientlengden bestemmes av arter som opptrer sjelden eller uvanlig tallrikt (ter Braak 1995). I DCA av forekomst/fravær gjaldt dette særlig *A. aquaticus* og sneglene *A. crista* og *H. complanatus* som var spesielle for dammene på Elingård på den ene siden, og vannkalvene *H. nigrita*, *H. planus*, *H. incognitus*, *A. bipustulatus* og *D. marginalis* på den andre. 2. aksens gradientlengde ble styrt av øyestikkeren *L. depressa* og buksvømmeren *S. limitata* på den ene siden og døgnfluen *L. marginata* på den andre. I DCA hvor artslister med antall individer lå til grunn ble gradientlengden til 1. akse særlig bestemt av de store tetthetene av larver av vanlig frosk og padde som ble funnet på Meum og Sutterhol, og plasserte disse lokalitetene langt ute langs denne aksen. Langs 2. akse var det flere lokaliteter som ble plassert langt ut, og blant artene var det særlig vannkalven *A. sulcatus* og buksvømmeren *S. fossarum* som særlig bidro til gradientlengden. Arter som ligger med større avstand enn 4 SD-enheter er arter som ikke er funnet sameksisterende i noen av lokalitetene (ter Braak 1995).

5.5 Tolkning av diversitet

Bruk av diversitetsindekser i forbindelse med kartlegging av forurensningens betydning på organismer, baserer seg på tanken om at det finnes flere arter i uforstyrrede habitater og at det totale antallet individer er mer jevnt fordelt mellom artene enn i forstyrrede habitater (Cao *et al.* 1996). Mange økologer bruker kun artsantallet for å beskrive diversiteten, men det er ofte interessant å bruke andre diversitetsindekser for å kunne avsløre eventuelle spesielle egenskaper ved lokaliteter eller spesielle forandringer innad i en lokalitet (Magurran 1988). Dette fordi selv en liten forandring i diversitet, for eksempel en forandring i tetthetsfordeling eller dominans, kan være et tegn på en forstyrrelse i systemet. Undersøkelser har dessuten vist at rent artsantall ikke er noen god indikator for forurensning, da artsantallet ofte øker når systemet blir utsatt for middels forurensning (Cao *et al.* 1996). I denne undersøkelsen gav ikke artsantallet noen signifikant sammenheng med miljøparametere. Derimot ble det funnet enkelte signifikante sammenhenger ved bruk av Simpson's diversitetsindeks. Selv om det enkelte ganger er vist en sammenheng mellom artsdiversitet og fysiske/kjemiske faktorer er det grunnet både biogeografi (spredning av individer til øyhabitater) og habitatkarakteristikk (fysiske, kjemiske og biologiske faktorer) oftest vanskelig å finne årsakene til forskjeller mellom dammer bare på grunnlag av vannkjemi eller fysiske faktorer (Friday 1987).

Når det gjelder tolkning av Simpson's diversitetsindeks, må det legges vekt på at dette er en jevnhetsindeks ("evenness index") og at den beregnes ut fra antall individer av hver art i forhold til totalt antall individer registrert, og at det samlede artsantallet ved de ulike lokalitetene dermed ikke var med i beregningene. Dette medfører at en høy indeks kjennetegnes av relativ lik tetthet (høy jevnhet) av artene og at derfor mange registrerte arter ikke nødvendigvis fører til en høy diversitetsindeks (Magurran 1988). Dette vises godt i denne undersøkelsen, hvor engdammen på Skoftestad (SK-E) var den mest artsrike dammen, men hadde lavest Simpson's indeks. Det var fordi hele 80% av de registrerte individene i dammen (sett bort fra døgnfluer) var sneglen *H. complanatus*. Selv om artsantallet altså var høyest, så var jevnheten og dermed diversiteten lav, ved at én art var svært tallrik i forhold til de andre. Dammen hadde betydelig høyere verdier av særlig nitrat i forhold til flertallet av dammene. Det er nærliggende å anta at dette skyldes en betydelig påvirkning fra aktivitet i forbindelse med de dyrkede arealene i området rundt, og at dette kan være en medvirkende årsak til at dammen hadde så lav diversitet. Det kan videre tolkes som at den spesielle vannkvaliteten har forstyrret balansen i systemet, og ved at den ene arten er så tolerant overfor høye

nitratkonsentrasjoner at den har et konkurransefortrinn i forhold til andre arter, opptrer den dermed i store tettheter, og diversiteten reduseres. På Sutterhol var det også lav diversitet, og det ble ikke registrert mer enn 11 arter. Her ble det observert en enorm tetthet av småfisk i mai (trolig bare karuss, siden det også ble fanget 5 av denne arten), og det er nærliggende å anta at dette kan være noe av årsaken til at dammen var relativt artsfattig, og har så lav diversitet. Det var de store registrerte tetthetene av larver av vanlig frosk og padde som førte til den lave verdien av Simpson's diversitetsindeks. Det kunne se ut som om disse to artene er så tolerante overfor tilstedeværelse av karuss, at de blir fullstendig dominerende i samfunnet.

Det var gjennomgående høyere diversitet (Simpson's indeks) i skogdammer enn i eng- og tundammer. Det samme kan sees ut fra ordinasjonsdiagrammene, ved at ingen av skogdammene hadde uvanlig høye tettheter av noen arter, men hadde et mer balansert forhold mellom tetthetene av de forskjellige artene. Skogdammene var også mindre belastet av påvirkning fra dyrkede arealer. Dette kan tolkes som at skogdammer er mer beskyttede habitater med hensyn på kjemiske og fysiske forstyrrelser som kan endre balansen i økosystemet, og at fravær av forstyrrelser har ført til at det er biologiske forhold, mer enn de kjemiske og fysiske, som er styrende faktorer i systemet. At dammer med omkringliggende varierende vegetasjon, eksempelvis skog, har en tendens til å representere et rikere damsamfunn med hensyn på diversitet, enn dammer som ligger åpent, er også hevdet i andre undersøkelser (f. eks. Biggs *et al.* 1994).

Simpson's indeks viste en signifikant økning med økende damdybde, og en signifikant reduksjon ved økende fosfatkonsentrasjon (Spearman Rank Order Correlation). Dette gjenspeiler noe av det samme som andre undersøkelser også har vist. At diversiteten synker når vannets trofigrad øker over middels eutroft, er kjent fra andre undersøkelser (Økland & Økland 1995). Videre hevdet Friday (1987) at store og dype dammer inneholder flere potensielle habitattyper, større populasjoner og representerer et mer permanent habitat, noe som fører til mindre fare for utryddelse av arter, og dermed muligheter for en større artsvariasjon enn små og grunne dammer. Dessuten har store dammer en større sjanse for at et individ tilfeldig koloniserer dammen enn en liten. Temporære dammer kan derimot ofte ha få, men "sjeldne" arter i store antall (Friday 1987). Det ble derimot ikke funnet noen sammenheng mellom dammenes areal, og artsantall eller diversitet. Dette stemmer delvis godt overens med eksempelvis Oertli (2002), som fant at det bare var diversitet av øyenstikkere

som i særlig grad hadde sammenheng med dammenes areal, mens andre organismegrupper ikke viste noe slikt mønster.

Tilstedeværelsen av fisk er tilsynelatende av stor betydning for den generelle diversiteten i de undersøkte gårdsdammene. De tre karuss-lokalitetene var blant de fem dammene med lavest diversitet. Dolmen (1992) hevdet at små bestander av fisk og moderat predasjon av dominerende byttedyr, trolig vil kunne høyne diversiteten (øke jevnheten) ved å redusere konkurransen for de mer sjeldne artene, men at fisken utgjør en desimeringsfaktor ved så høye fisketall som ofte finnes i slike dammer som her.

5.6 Avgjørende faktorer for artsmangfoldet

Siden det er stikkprøver som lå til grunn for måling av de vannkjemiske parametrene, og resultatene derfor bare ga et øyeblikksbilde av vannkvaliteten på prøvetidspunktet, kan det ha foregått store fluktuasjoner mellom prøvetakingene som ikke ble registrert. Likevel kan det antas at de generelle mønstre med hensyn på forhold mellom organismer og vannkvalitet vises med de få målingene som ble tatt, selv om en mer kontinuerlig prøvetaking trolig hadde vært mer gunstig. I tillegg til de kjemiske/fysiske parametrene som er nevnt, er det også andre faktorer som høyst trolig har stor betydning for fordelingen av artene i disse gårdsdammene.

Temperatur er en fysisk parameter som trolig er av liten direkte betydning, siden det her er snakk om små vannforekomster, og temperaturen derfor har store svingninger både over døgnet og lengre perioder. Temperaturen har imidlertid også en indirekte betydning, som er bestemmende særlig for hvordan vegetasjonen i dammen er. Vegetasjonsregistreringer ble gjort anslagsvis, og det ble ikke brukt vegetasjonsdata i noen av de statistiske analysene i denne undersøkelsen. Det er tidligere vist at vegetasjon i dammen har stor betydning for faunaens artssammensetning, ved at mange arter er tilknyttet spesielle plantetyper (f. eks. Biggs *et al.* 1994; Nielsen 1998; Bang 1999, 2001). Friday (1987) påpeker at det er viktig å se vegetasjon i sammenheng med artsdiversitet av invertebrater, siden vegetasjon i dammen har betydning for dammen som habitat, i tillegg til vannkjemie, hydrologi og allokton tilførsel.

Tidligere undersøkelser har vært svært delte i oppfatningen av i hvilken grad dammenes alder har betydning for faunaen. Mange, deriblant Begon *et al.* (1996) peker på en sammenheng

mellom stabilitet i økosystemet og diversiteten, som vanligvis øker gjennom suksesjonsforløpet, ettersom nye arter etablerer seg og feed-back-mekanismer etableres. Gamle dammer skulle i følge dette gjennom lang tid ha hatt mulighet for kolonisering av stadig nye arter gjennom immigrasjon, og derfor også ha høyest artsantall og diversitet. Noen undersøkelser antyder nettopp at artsantallet øker med alderen på dammen, grunnet at suksesjonen har kommet lengre, og at dammen dermed inneholder flere potensielle habitattyper (Friday 1987). Dolmen (1992) fant at antall sjeldne arter av både øyestikkere, teger og biller økte med alderen på dammen, mens det generelt ikke var noen sammenheng med hensyn på artsantall eller diversitet, og han konkluderte derfor med at damalder trolig spiller liten rolle når det gjelder dammer eldre enn 15 år (som her), og slike hurtigspredende arter. I tillegg til dette utgjøres den historiske utviklingen i dammene også av opprensninger, tørrlegging og andre forstyrrelser, noe som i denne undersøkelsen viste seg vanskelig å få utfyllende opplysninger om, akkurat som Dolmen (1992) erfarte. Å se sammenhenger mellom dammenes artsantall/diversitet og alder var altså vanskelig i denne undersøkelsen. For det første var det trolig for få dammer til å kunne se generelle mønstre, og for det andre var opplysningene om både alder og eventuelle uttørkinger/forstyrrelser svært usikre. Dessuten var et lite fåtall av lokalitetene (Elingård) betydelig eldre og lå mye tettere enn de øvrige, noe som trolig hadde forstyrret aldersdataene mer enn det hadde forklart forskjellene.

Friday (1987), nevner også problemet med å undersøke betydningen av kjemiske og fysiske faktorer i dammene sammen med damalder og grad av isolasjon. Siden likevektsantallet av arter etter lang suksesjon tidligere hadde vist seg å være lavere i dammer som lå isolert enn i dammer som lå nær andre, ble dammene i hans undersøkelse valgt slik at alder og isolasjon var relativ lik mellom dammene, for at ikke disse faktorene skulle forstyrre dataene. Av ovennevnte grunner er det derfor trolig at det i denne oppgaven ikke ville ha fremkommet gode mønstre på sammenhenger mellom damalder og artsantall eller diversitet. Dessuten hadde antakelig miljøvariablene AntD (antall dammer innenfor 1 km radius) og ANV (avstand til nærmeste stillestående vannforekomst), vært noe forstyrrende elementer i aldersanalysene. Eventuelle andre dammer som før fantes i et område har også trolig vært med på å styre mønsteret lokalt mer enn kun dammenes alder, og dette var det også lite opplysninger om i denne undersøkelsen.

At dammer er selvstyrende systemer som isolerte øyer omgitt av hav av tørt land er trolig langt fra sannheten (Biggs *et al.* 1994). Zoogeografien er en mye mer dynamisk prosess (f. eks. Dolmen 1992). Derfor vil opprettholdelsen av typiske damarter trolig være avhengig av at det er flere dammer innenfor et mer eller mindre begrenset område som til sammen opprettholder en metapopulasjon. Innenfor en slik metapopulasjon vil det foregå populasjonsdynamikk både innad i dammene og mellom dammene, ved at arter dør ut i noen lokaliteter, mens de koloniserer andre (Begon *et al.* 1996). På denne måten opprettholdes artens eksistens selv om den skulle forsvinne fra en lokalitet. Det er derfor viktig for bevaringen av damarter at det finnes tilstrekkelig med lokaliteter, slik at ødeleggende forhold i en lokalitet ikke får totalutslettende effekt på enkeltarter. Ved at andre dammer i nærheten kan fungere som ”reservoar” av en del arter, er det stor sjanse for at et midlertidig ugunstig habitat (f. eks. grunnert sterk forurensning), senere kan bli rekolonisert. Spredning/tilbakespredning var lettere da det var flere dammer i landskapet og det varierte mosaikklandskapet utenfor dammene inneholdt viktige spredningskorridorer for bl.a. amfibier (Dolmen 1992). Faunaen i nyanlagte dammer i dagens mer homogene landskap, vil av den grunn trolig ikke bli like rikt som tidligere. Hov (2003) fant ut at særlig biller og teger befant seg i forskjellige dammer hvert år i et damsystem i Trøgstad, noe som tyder på at en del arter raskt koloniserer nye lokaliteter dersom levestedet blir ugunstig. Fairchild *et al.* (2000) hevdet at en viss kolonisering er viktig for opprettholdelsen av en art i en region, og at særlig mange akvatiske biller har vist å ha både god spredningsevne (flygeevne) og god evne til å etablere seg i nye lokaliteter. Andre undersøkelser har dessuten vist at isolerte lokaliteter ofte har en relativt fattig fauna (f. eks. Dolmen & Refsaas 1987).

Det var spesielt to dammer i denne undersøkelsen som var særlig tørkeutsatt, Glenge og Meum, uten at total uttørking var tilfellet i løpet av undersøkelsesperioden. Det er nærliggende å tenke seg at faunaen i tørkeutsatte dammer er påvirket av det faktum at habitatet er temporært eller delvis temporært. Det viste seg også at artssammensetningen i disse to damsamfunnene skilte seg klart fra de øvrige, ved at de i begge de kvalitative ordinasjonene plasserte seg relativt samlet, men tydelig atskilt fra resten av lokalitetene. Også Collinson *et al.* (1995) konkluderte med at temporære dammer tydelig skilte seg fra de permanente med hensyn på artssammensetning, og at de ofte var av stor forvaltningsmessig verdi. Biggs *et al.* (1994) og Edelstam *et al.* (1994) avkreftet også myten om at vannstandsfluktasjoner eller uttørking er katastrofalt for damsamfunn, og konkluderte med at en dam

ikke trenger å være stor eller dyp, eller ligge soleksponert for å være et viktig habitat for spesielle arter. Brönmark *et al.* (1998) hevdet at temporære dammer brukes av en rekke arter, ofte arter som er høyt spesialiserte for liv i denne typen dammer, men også av generalister som tilfeldigvis er der, og at det kan være fordelaktig å leve i et slikt habitat grunnet lite predasjon fra blant annet fisk. At invertebratsamfunn i temporære dammer skiller seg tydelig fra samfunn i permanente dammer, og at artene der kan være svært godt tilpasset naturlige uttørkinger, bekrefter at også slike små vannforekomster er svært viktige i bevaringen av det totale biologiske mangfoldet. Collinson *et al.* (1995) fant ut at temporære dammer hadde færre arter makroinvertebrater enn større dammer, uten at det på noen måte ble påvist at slike dammer var artsfattige. Det ble imidlertid konkludert med at svært mange terrestre arter var tilknyttet disse habitatene i løpet av den tørre perioden, og dessuten at en svært stor andel av de sjeldneste akvatiske planter og dyr i England, var tilknyttet nettopp temporære dammer. Biggs *et al.* (1994) vektla også dette, og konkluderte med at dammenes dybde ikke har noen effekt på verneverdien av lokalitetene, og at grunne dammer like gjerne som de dype, kan huse sjeldne arter. Mange av de damlevende invertebratene er svært gode til å kolonisere og etablere seg i nye lokaliteter, og også Dolmen (1992) fant bemerkelsesverdig høye artstall og diversiteter i dammer som nokså nylig var blitt tørrlagt, eller forstyrret på annet vis. Grunne dammer som tørker ut på varme somre er til og med hevdet å kunne være gode lokaliteter for amfibier, fordi det i disse dammene er få rovdyr, noe som bedrer overlevelsen for rumpetrollene (Fog *et al.* 1997). I tillegg til de nevnte direkte faktorene som gjør temporære og permanente dammer forskjellige, vil store permanente dammer være mer stabile også når det gjelder andre kjemiske og fysiske forhold, ved at det store vannvolumet bedre vil kunne bufre eventuelle forstyrrelser.

5.7 Verneverdi og skjøtsel

Siden det har vært en trend at dammer og det spesielle dyrelivet som er tilpasset denne biotopen, forsvinner, er i utgangspunktet alle gårdsdammer og smådammer i kulturlandskapet bevaringsverdige. Verdien av en dam kan sees i sammenheng med ulike vernekriterier, som sjeldenhet (biotop eller art), mangfold (arter, mikrohabitater, diversitet), produktivitet, pedagogisk verdi, estetisk verdi, kulturhistorisk verdi eller annet. Av de undersøkte lokalitetene var det noen som utmerket seg med hensyn på diversitet, artsantall og spesielle arter, eksempelvis amfibier eller andre sjeldne arter, mens andre lokaliteter var spesielt estetisk viktige i forbindelse med hager eller andre vakre landskapspartier. I følge Viltloven er

dessuten alle amfibiartene og deres ynglelokaliteter i prinsippet fredet, noe som i dette tilfellet gjelder alle de undersøkte dammene unntatt en (midtre vestre dam på Elingård), som derimot er av stor kulturhistorisk betydning. Det kan derfor lett argumenteres for at samtlige av de undersøkte lokalitetene er verdifulle i naturvernsammenheng. Særlig er alle lokalitetene hvor stor salamander ble funnet, viktig å bevare, likeså de hvor sjeldne invertebrater ble registrert, slik som øyestikkerne *Libellula depressa* og *Sympetrum vulgatum*, og buksvømmerne *Sigara limitata* og *Corixa punctata*. Skal likevel noen av lokalitetene utheves som spesielt verneverdige ut fra de nevnte vernekriterier, kan i uprioritert rekkefølge nevnes:

- | | |
|---------------------|--------------------------|
| - Narvestad | - Svenke-Rånås engdam |
| - Skoftestad engdam | - Meum |
| - Mørksand | - Elingård (fire dammer) |

Av disse er dammene på Elingård er av størst kulturhistorisk og estetisk verdi, mens de andre fremheves grunnet artsmangfold eller sjeldenhet av arter. Dammen på Narvestad var en rik øyestikkerlokalitet, samtidig med at begge salamanderartene (og vanlig frosk) ble registrert her, og den hadde høyest diversitet (Simpson's indeks) av samtlige lokaliteter. Engdammen på Svenke-Rånås og dammen på Meum utmerket seg ved registreringer av de sjeldne artene *L. depressa* og *S. limitata*, samt gode bestander av henholdsvis liten salamander og buksvømmeren *Corixa punctata*. Engdammen på Skoftestad var den mest artsrike lokaliteten, og selv om diversiteten var lav, angis verneverdien som høy. Dammen på Mørksand hadde en svært god bestand av særlig stor, og også liten salamander.

Også andre undersøkelser har konkludert med at det er svært viktig å bevare det gjenværende av damlandskapet og at det stedvis haster med tiltak (f. eks Dolmen 1992; Edelstam *et al.* 1994). Dette gjelder også kantvegetasjon, som spiller en svært viktig rolle for variasjon i landskapet og generell berikelse av dyrelivet, noe som lett kan sees ut fra den høye diversiteten i skogdammene i denne undersøkelsen. I andre deler av verden har man tatt problemet på alvor i større grad enn i Norge. Delvis restaurering/opprensning av gjenvoksende og forhenværende dammer, samt anlegging av nye, vil i tillegg til å skape variasjon i kulturlandskapet også bidra til å øke artsmangfoldet og bevare de sjeldne artene. I Danmark er det nå forbud mot å fylle igjen eller forsøple dammer og små sjøer, og i Storbritannia er i enkelte områder antall dammer økende, ved at særlig bønder og hageeiere har begynt å grave ut nye dammer (Dolmen 1992). Mange undersøkelser har vist at dammer som i ulik grad har vært forringet, som regel raskt vil gjenvinne artsmangfoldet (f. eks Beebee

1996b; Dolmen & Aagaard 2003). Likevel må man være klar over at det kan ta lang tid fra man graver ut en dam, til den koloniseres av f. eks stor salamander. Det er viktig at grunneiere oppfordres til ikke å sette ut fisk i nyanlagte dammer, da dette trolig vil føre til lavere total diversitet, og dessuten er svært lite gunstig med tanke på kolonisering av amfibier. Dessuten er det mye som tyder på at vannkvaliteten lett blir dårlig ved utsetting av karpefisk (Dolmen 1992).

I tillegg til direkte antropogen forringelse og ødeleggelse av dammer, kan også gjengroing enkelte steder være en trussel mot små vannforekomster, enten ved at vannvegetasjon tetter igjen dammen, eller ved at høy vegetasjon rundt dammen stenger sollyset ute og/eller fører til oksygenmangel ved løvfall i dammen, og derfor indirekte påvirker damfaunaen i negativ retning. I noen undersøkelser argumenteres det for at det bør renskes opp i slike dammer med jevne mellomrom, gjerne bare maksimalt halve damarealet om gangen, slik at kontinuiteten av plante- og dyrelivet ivaretas, og helst om høsten etter at amfibiene har gått på land (f. eks Dolmen 1992; Strand 1996). I andre undersøkelser blir det oppfordret til å la slike dammer gro igjen, fordi dette tross alt ofte er en naturlig suksesjon, og derfor også representerer en utvikling som trolig gagnar andre arter (f. eks Biggs *et al.* 1994), samtidig som alle grader av dammer fra temporær ”vannpytt” til permanent dam kan være av stor bevaringsmessig verdi (Collinson *et al.* 1995). Ved at ulike typer dammer representerer habitat for ulike arter, er det viktig i forvaltningen at det fokuseres på å opprettholde dammer med forskjellige egenskaper, og i ulike nivåer av suksesjonsforløp, slik at ikke alle dammer blir ”like” (Biggs *et al.* 1994). Det er også ønskelig at dammene er heterogene, både med tanke på vegetasjon, soleksponering, dybde m.m., siden dammen da kan representere gode habitater for et bredere spekter av arter med ulike økologiske preferanser (økt diversitet). Tilstrekkelig brede vegetasjonssoner rundt dammene er også av stor betydning, slik at vannforekomsten er beskyttet av en buffersone, og slik at spredningskorridorer for blant annet amfibier opprettholdes.

Det er viktig å understreke at dagens bruk av dammene ikke nødvendigvis har negativ betydning for dammenes verneverdi. Dolmen (1992) konkluderte med at jordbruksvanning, vann til husdyr og annen bruk ikke så ut til negativt å influere dyrelivet i dammene. Det samme gjelder i denne undersøkelsen, eksempelvis ved at engdammen på Svenke-Rånås brukes som badedam, og ”stranden” derfor holdes fri for vegetasjon, noe som fører til at

dammen opprettholdes slik at den representerer et godt habitat for øyenstikkeren *L. depressa*. Bevaring av gårdsdammer trenger med andre ord ikke å bety at dammene ikke samtidig kan representere en direkte nytteverdi for grunneieren. Det er trolig viktig å fokusere på dette i denne typen undersøkelser, for at ikke konflikten mellom verneinteresser og bruksinteresser blir for store. Det viktigste er at dammene tas vare på, og ikke nødvendigvis at de skal ligge ”urørt”. Utfordringen ved å bremse reduksjonen i antall dammer i kulturlandskapet, og kanskje snu trenden, ligger trolig nettopp i å spre *interesse* for betydningen av dammer som habitat, og *holdninger* som gjør det ”populært” å bevare dammer på eiendommen.

5.8 Oppsummering og konklusjon

De 19 gårdsdammene som her er undersøkt beviser at ferskvannslokaliteter i kulturlandskapet har et stort potensial som betydningsfulle habitater i bevaringen av det biologiske mangfoldet.

Dammene viste stor variasjon i vannkvalitet, og selv om enkelte lokaliteter var tydelig påvirket fra landbruksarealer, ble det registrert flere sjeldne arter. Vannprøvene ga kun et øyeblikksbilde, og mer kritiske verdier med hensyn på vannkvalitet har trolig forekommet mellom prøvetakingene.

Det var stor spredning i artssammensetning mellom lokalitetene, noe som forteller at ulike gårdsdammer representerer svært forskjellige habitater, og til sammen huser et bredt spekter av arter. Det viste seg dessuten at utbredelsen av arter ble styrt av mange miljøvariabler, eksempelvis ledningsevne, pH, fosfat- og nitratkonsentrasjon, samt fysiske faktorer som avstand til nærmeste dam og antall dammer i nærområdet. Særlig fosfatkonsentrasjon viste seg å være av stor betydning, da høye verdier av denne parameteren førte til lavere diversitet. Diversiteten økte også med økende damdybde. Det er trolig det større antall mikrohabitatene i en dyp dam som gir grunnlag for dette. Det er derfor viktig at dammer som bevares er ulike, både med tanke på suksessjonsstadium, dybde, produktivitet m.m.

De to grunneste dammene, og trolig de to eneste som kan tørke helt ut på varme somre, hadde forskjellig artssammensetning fra de større, dypere dammene. Det er trolig at arter som lever i slike habitater er godt tilpasset dette, og dermed ikke finnes i større, mer permanente dammer.

I tillegg til at dammer i forbindelse med skog hadde lavere pH, ledningsevne, farge og fosfatkonsentrasjon, hadde de også høyere diversitet enn eng- og tundammene. Skogdammer er mer beskyttet mot ødeleggende forstyrrelser enn dammer som ligger nærmere tilknyttet dyrkede arealer, og det er trolig derfor de hadde et mer balansert forhold mellom artene. I mer utsatte dammer kan enkelte svært godt tilpassede arter bli så dominerende at diversiteten blir lav. Tilstedeværelse av fisk hadde også klart negativ betydning på diversiteten.

Det ble funnet amfibier i 18 av de 19 dammene som ble undersøkt. Begge salamanderartene i Norge står i rødlista, men opptrer her som vanlige arter. Dette understreker denne naturtypens

store betydning for eksistensen til amfibier som gruppe, særlig salamandere.

I tillegg til den økologiske verdien, har dammer i kulturlandskapet også stor estetisk, pedagogisk og kulturhistorisk verdi. Mange grunneiere er bevisste på en dams betydning, og har en positiv holdning med hensyn på bevaring. Likevel bør det fokuseres på å øke bevisstheten rundt betydningen av å bevare denne naturtypen, og hva det innebærer for grunneieren. Sjeldne arter kan finnes i dammer som i utstrakt grad brukes som eksempelvis badedam eller vanningsdam. Det understreker at bevaring av disse dammene som viktige habitater ikke nødvendigvis betyr at dammen ikke kan være til nytte for grunneieren. Det viktigste er at dammen ikke blir fylt igjen eller ødelagt på annen måte, og at det bevares noe kantvegetasjon.

Det oppfordres sterkt til videre studier av gårdsdammer både i dette og i andre områder. For å redusere faren for konflikter mellom forvaltningsinteresser på den ene siden og grunneiere på den andre, er det imidlertid viktig at slike studier legges opp slik at det ikke oppfattes som et problem for grunneierne. Det bør derfor fokuseres på å gå forsiktig fram, og spre en interesse om gårdsdammer som unik naturtype, og dammenes betydning for biologisk mangfold, samtidig med eventuell nytteverdi for grunneieren i flerbrukssammenheng.

6 REFERANSER

- Andersen, N. M. 1996.** Heteroptera Gerromorpha, Semiaquatic bugs. – I A. Nilson (red.) *Aquatic Insects of North Europe, A Taxonomic Handbook*. Vol. 1. Apollo Books, Stenstrup. s. 77-99.
- Arnekleiv, J. V. 1995.** Døgnfluelarver. *Norske Insekttabeller*; 14. Universitetet i Trondheim, vitenskapsmuseet. 47 s.
- Askew, R. R. 1988.** *The Dragonflies of Europe*. Harley Books, Colchester. 291 s.
- Bang, C. 1999.** Augestikkerar i fangdammar. *Hovudfagsoppgåve i entomologisk økologi – Cand. scient. Norges Landbrukshøgskole – IBN*: 87 s.
- Bang, C. 2001.** Constructed wetlands: high-quality habitats for Odonata in cultivated landscapes. *International Journal of Odonatology* 4 (1): 1-15
- Beebee, T. J. C. 1973.** Observations concerning the decline of the British Amphibia. *Biol. Conserv.* 5: 20-24.
- Beebee, T. J. C. 1977.** Habitats of the British amphibians (1): Chalk uplands. *Biol. Conserv.* 12: 279-293
- Beebee, T. J. C. 1981.** Habitats of the British amphibians (4): Agricultural lowlands and a general discussion of requirements. *Biol. Conserv.* 21: 127-139
- Beebee, T. J. C. 1996a.** *Ecology and Conservation of Amphibians*. Chapman & Hall, London. 201 s.
- Beebee, T. J. C. 1996b.** Changes in dewpond numbers and amphibian diversity over 20 years on chalk downland in Sussex, England. *Biol. Conserv.* 81: 215-219
- Begon, M., Harper J. L., Townsend, C. R. 1996.** *Ecology: individuals, populations and communities*. - 3rd ed. Blackwell science. 1068 s.
- Biggs, J., Corfield, A., Walker, D., Whitfield, M. & Williams, P. 1994.** New approaches to the management of ponds. *British Wildlife* 5: 273-287.
- Bjånes, J. F. 1973.** New Localities for some Species of Odonata from Østfold, Norway. *Norsk ent. tidsskr.* 20: 229-230
- Bloch, G.** Avdelingsingeniør ved Institutt for Jord- og Vannfag (IJVF) ved Norges Landbrukshøgskole.

- Bolghaug, C. 1995.** Dammer og småtjern i Østfold, med vekt på amfibier. Registreringer 1993-94. – *Arbeidsrapport til miljøvernavdelingen, Fylkesmannen i Østfold.*
- Bolghaug, C. & Dolmen, D. 1996.** Dammer og småtjern rundt Oslofjorden. Fauna, flora og verneverdi. *Rapport. Universitetet i Trondheim, Vitenskapsmuseet, Zoologisk serie; 1996-4.* 38 s.
- Borgstrøm, R., Brittain, J. & Lillehammer, A. 1976.** Evertebrater og surt vann. Oversikt over innsamlingslokaliteter. Prosjektet ”sur nedbørs virkning på skog og fisk” (SNSF-prosjektet). *Intern rapport 21/1976.* Oslo – Ås. 33 s.
- Borger, Grethe.** Bestyrer på Elingård.
- Brittain, J. E.** Professor. Norges Landbrukshøgskole/ Universitetet i Oslo, Zoologisk Museum, LFI / Norges Vassdrags- og energiverk (NVE).
- Brittain, J. E. 1982.** Biology of mayflies. *Ann. Rev. Entomol.* 27: 119-147.
- Brönmark, C. & Hansson, L. 1998.** *The biology of Lakes and Ponds.* Oxford University Press, Inc., New York. 216 s.
- Cao, Y., Bark, A. W. & Williams, P. 1996.** Analysing benthic macroinvertebrate community changes along a pollution gradient: A framework for the development of biotic indices. *Water Research* 31 (4): 884-892.
- Coldevin, A. 1963.** *Elingaard: et gammelt herresete og dets historie.* Stiftelsen Elingaard. 52 s.
- Collinson, N. H., Biggs, J., Corfield, A., Hodson, M. J., Walker, D., Whitfield, M. & Williams, P. J. 1995.** Temporary and permanent ponds: An assessment of the effects of drying out on the conservation value of aquatic macroinvertebrate communities. *Biol. Conserv.* 74: 125-133.
- Direktoratet for Naturforvaltning (DN) 1992.** *Truede arter i Norge. Norwegian Red List.* DN-Rapport 1992-6. 96 s.
- Direktoratet for Naturforvaltning (DN) 1999.** *Nasjonal rødliste for truede arter i Norge 1998. Norwegian Redlist 1998.* DN-Rapport 1999-3. 161 s.
- Dolmen, D.** Professor ved Norges Teknisk-naturvitenskapelige Universitet (NTNU), Vitenskapsmuseet, seksjon for naturhistorie.
-

- Dolmen, D 1976.** Biologi og utbredelse hos *Triturus vulgaris* (L.), liten salamander, og *T. cristatus* (Laurenti), stor salamander, i Norge, med hovedvekt på Trøndelagsområdet. *Rapport. Zoologisk serie 1976-6. Universitetet i Trondheim.* 164 s.
- Dolmen, D. 1983.** A survey of the Norwegian newts (*Triturus*, Amphibia); their distribution and habitats. – *Medd. norsk viltforsk.* 3 (22): 72 s
- Dolmen, D. 1989.** *Libellula depressa* L. (Odonata) rediscovered in Norway. *Fauna norv. Ser. B* 36: 105-106.
- Dolmen, D. 1992.** Dammer i kulturlandskapet – makroinvertebrater, fisk og amfibier i 31 dammer i Østfold. *NINA forskningsrapport*; 020. 63 s.
- Dolmen, D. 1993.** *Feltherpetologisk guide.* Universitetet i Trondheim, Vitenskapsmuseet. 33 s.
- Dolmen, D 1995.** Habitatvalg og forandringer av øyestikkerfaunaen i et sørlandsområde, som følge av sur nedbør, landbruk og kalking. *Rapport. Universitetet i Trondheim, Vitenskapsmuseet, Zoologisk serie;* 1995-2. 86 s.
- Dolmen, D. 1996a.** Odonata, Øyestikkere. – I K. Aagaard & D. Dolmen (red.) *Limnofauna Norvegica, katalog over norsk ferskvannsfafauna.* Tapir, Trondheim. s. 139-145.
- Dolmen, D. 1996b.** Amphibia & Reptilia. – I K. Aagaard & D. Dolmen (red.) *Limnofauna Norvegica, katalog over norsk ferskvannsfafauna.* Tapir, Trondheim. s. 293-296.
- Dolmen, D. & Refsaas, F. 1987.** Verneverdige øyestikkerlokalteter I Trøndelag; artsforekomst, økologi og vernetiltak. DN-Rapport 4 – 1987. 40 s.
- 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. 46 s.
- Dolmen, D. & Aagaard, K. 2003.** Biologisk mangfold. Dammer i Nord-Trøndelag 2001 og 2002. – *NINA Temahefte* 23. 32 s.
- Edelstam, C., Svensson, R. & Glimskär, A. 1994.** Småvatten och våtmarker i odlingslandskapet. Biologisk mångfald och variasjon i odlingslandskapet. Jordbruksverket. 24 s.
- Ekeberg, A. K. 2000.** Kolonisering av tre nyetablerte fangdammer i Trøgstad kommune. *Hovedfagsoppgave i akvatisk økologi. Norges Landbrukshøgskole – IBN.* 134 s.
-

- Elliott, J. M., Humpesch, U. H. & Macan, T. T. 1988.** Larvae of the British Ephemeroptera, A key with ecological notes. *Scientific Publication / Freshwater Biological Association*; 49. Ambleside. 145 s.
- Engblom, E. 1983.** Bottenfaunans användbarhet som pH-indikator. *Statens Naturvårdsverk. Rapport. snv pm 1741*. 181 s.
- Engblom, E. 1996.** Ephemeroptera, Mayflies. – I A. Nilson (red.) *Aquatic Insects of North Europe, A Taxonomic Handbook*. Vol. 1. Apollo Books, Stenstrup. s. 13-53.
- Fairchild, G. W., Faulds, A. M. & Matta, J. F. 2000.** Beetle assemblages in ponds: effects of habitat and site age. *Freshwater Biology* 44: 523-534.
- Fog, K., Schmedes, A. & de Lasson, D. R. 1997.** *Nordens padder og krybdyr*. G. E. C. Gads forlag, København. 365 s.
- Friday, L. E. 1987.** The diversity of macroinvertebrate and macrophyte communities in ponds. *Freshwater Biology* 18: 87-104.
- Gjerde, H. & Hågvar, S. 1985.** Vannteger unntatt buksvømmere (Corixidae). *Norske Insekttabeller*; 8. 7 s.
- Griffiths, R. & Beebee, T. 1992.** Decline and fall of the amphibians. *New Scientist* 134: 25-29.
- Hammond, C. O., Merritt, R & Gardner, A., E. 1997.** *The Dragonflies of Great Britain and Ireland*. 4. ed. Harley Books, Essex. 116 s.
- Hansen, M. 1987.** The hydrophiloidea (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark. *Fauna Entomologica Scandinavica*; 18. E. J. Brill/Scandinavian Science Press Ltd., Leiden, København. 254 s.
- Hansen, M. 1996.** Coleoptera Hydrophiloidea and Hydraenidae, Water Scavenger Beetles. – I A. Nilson (red.) *Aquatic Insects of North Europe, A Taxonomic Handbook*. Vol. 1. Apollo Books, Stenstrup. s. 173-190.
- Helsedepartementet (HD) 2001.** Drikkevannsforskriften. Kvalitetskrav til drikkevann – vedlegg til forskrift om vannforsyning og drikkevann.
<http://odin.dep.no/hd/norsk/index-b-n-a.html>.
- Hodge, I. & McNally, S. 2000.** Wetland restoration, collective action and the role of water management institutions. *Ecological Economics* 35: 107-118.

- Holmen, M. 1987.** The aquatic Adephaga (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark I. Gyrinidae, Haliplidae, Hygrobiidae, Notereidae. *Fauna Entomologica Scandinavica*; 20. E. J. Brill/Scandinavian Science Press Ltd., Leiden, København. 168 s.
- Hov, A. M. 2003. Upubl.** Suksesjon av ferskvannevertebrater i et nyetablert damsystem i Trøgstad kommune. En undersøkelse med hovedvekt på insekter og krepsdyr. *Hovedfagsoppgave i akvatisk økologi. Norges Landbrukshøgskole – IBN*. 68 s.
- Hågvar, S.** Professor, Norges Landbrukshøgskole, Institutt for Biologi og Naturforvaltning.
- Jandel Corpoation 1993.** Sigma Stat 1.0. MicroHelp inc.
- Jansson, A. 1996.** Heteroptera Nepomorpha, Aquatic Bugs. – I A. Nilson (red.) *Aquatic Insects of North Europe, A Taxonomic Handbook*. Vol. 1. Apollo Books, Stenstrup. s. 91-104.
- Landin, J. 1980.** *Habitats, life history, migration and dispersal by flight in water beetles (Hydrophilidae and Hydraenidae)*. Dep. of Zoology. University of Stockholm. 23 s.
- Macan, T. T. 1969.** A Key to the British fresh- and brackish-water Gastropods. 3. utg. *Scientific Publication / Freshwater Biological Association*; 13. Windermere. 44 s.
- Macan, T. T. 1976.** A revised key to the British Water Bugs (Hemiptera-Heteroptera). 2. ed. *Scientific Publication / Freshwater Biological Association*; 16. Windermere. 77 s.
- Macan, T. T. 1979.** A key to the nymphs of British Ephemeroptera. With notes on their ecology. 3. utg. *Scientific Publication / Freshwater Biological Association*; 20. Ambleside. 79 s.
- MacNeil, C. et al. 2002.** The validity of the *Gammarus* : *Asellus* ratio as an index of organic pollution: abiotic and biotic influences. *Water research* 36: 75-84
- Magurran, A. E. 1988.** *Ecological Diversity and Its Measurment*. University Press, Cambridge. Croom Helm, London. 179 s.
- Mandahl-Barth, G. 1949.** Bløddyr. III Ferskvandsbløddyr. *Danmarks Fauna* Bd. 54. Dansk Naturhistorisk forening. G. E. C. Gads forlag. København. 249s.
- MINITAB INC 2000.** Minitab Statistical Software Release 13.0

- Myklestad, Å. 1996.** *En hurtig innføring i Correspondance Analysis, Principal Components Analysis, Canonical Correspondance Analysis, Twinspan og Diskrim.* Høgskolen i Sogn og Fjordane, Sogndal. 39 s.
- Nagell, B. 1980.** Owerwintering strategy of *Cloeon dipterum* (L.) Larvae. – I J. F. Flannagan & K. E. Marshall (red.) *Advances in ephemeroptera biology*. Proceedings/Third International Conference on Ephemeroptera, Winnipeg, Canada, 1979. Plenum Press, New York. s. 259-264.
- Neuron Data 1992.** *ArcView GIS 3.2.* Environmental Systems Research Institute, Inc.
- Nielsen, O. F. 1998.** *De danske guldsmede.* Danmarks dyreliv, bind 8. Apollo Books. Stenstrup. 280 s.
- Nilsson, A. 1996a.** Coleoptera Introduction. – I A. Nilson (red.) *Aquatic Insects of North Europe, A Taxonomic Handbook*. Vol. 1. Apollo Books, Stenstrup. s. 115-122.
- Nilsson, A. 1996b.** Coleoptera Haliplidae, Crawling Water Beetles. – I A. Nilson (red.) *Aquatic Insects of North Europe, A Taxonomic Handbook*. Vol. 1. Apollo Books, Stenstrup. s. 131-138.
- Nilsson, A. 1996c.** Coleoptera Dytiscidae, Diving Water Beetles. – I A. Nilson (red.) *Aquatic Insects of North Europe, A Taxonomic Handbook*. Vol. 1. Apollo Books, Stenstrup. s. 145-172.
- Nilsson, A. 1996d.** Coleoptera Chrysomelidae Donaciinae, Water Lilly Beetles. – I A. Nilson (red.) *Aquatic Insects of North Europe, A Taxonomic Handbook*. Vol. 1. Apollo Books, Stenstrup. s. 209-216.
- Nilsson, A. 1996e.** *Aquatic Insects of North Europe, A Taxonomic Handbook*. Vol. 1. Apollo Books, Stenstrup. 274 s.
- Nilsson, A. N. & Holmen, M. 1995.** The aquatic Adephaga (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark II. Dytiscidae. *Fauna Entomologica Scandinavica*; 32. E. J. Brill/Scandinavian Science Press Ltd. , Leiden, New York, Köln. 192 s.
- Norges Geologiske Undersøkelse 2002.** Berggrunnsgeologidatabasen, berggrunnskart. <http://www.ngu.no>.
- Norges Geologiske Undersøkelse 1984.** Kvartærgeologisk kart, 1913 I Sarpsborg, 1:50000.
- Norges Geologiske Undersøkelse 1990a.** Kvartærgeologisk kart, 1814 II Drøbak, 1:50000
- Norges Geologiske Undersøkelse 1990b.** Kvartærgeologisk kart, 1914 III Ski, 1:50000.
- Norges Geologiske Undersøkelse 1991.** Kvartærgeologisk kart, 1913 IV Vansjø, 1:50000.

- Oertli, B., Joye, D. A., Castella, E., Juge, R., Cambin, D. & Lachavanne, J. 2002.** Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity. *Biol. Conserv.* 104: 59-70.
- Olsvik, H. A. 1981.** De norske ryggsvømmerne. *Insekt-nytt* 6: 8-14.
- Olsvik, H., Kvifte, G. & Dolmen, D. 1990.** Utbredelse og vernestatus for øyestikkere på Sør- og Østlandet, med hovedvekt på forsurings- og jordbruksområdene. *Rapport. Universitetet i Trondheim, Vitenskapsmuseet, Zoologisk serie*; 1990-3. 70 s.
- Palm, E. & Nilsson, A. N. 1996.** Coleoptera Curculinoidea, Aquatic Weevils. – I A. Nilson (red.) *Aquatic Insects of North Europe, A Taxonomic Handbook*. Vol. 1. Apollo Books, Stenstrup. s. 217-222.
- SABIMA (Samarbeidsutvalget for bevaring av biologisk mangfold) 1997.** *Biologisk mangfold i Norge. Status – trusler – tiltak*. Oslo. 94 s.
- Sandhall, Å. 1987.** *Trollsländor i Europa*. Interpublishing, Stockholm. 251 s.
- Sahlén, G. 1996.** *Sveriges trollsländor*. Fältbiologerna. Göteborg. 162 s.
- Savage, A. A. 1989.** Adults of the british aquatic Hemiptera Heteroptera. A key with ecological notes. 3. utg. *Scientific Publication / Freshwater Biological Association*; 50. Ambleside. 173 s.
- Skei, J. K. 1993.** Hvorfor forsvinner amfibiene? *Fauna* 46: 84-94.
- Sloreid, S. E., Walseng, B. & Halvorsen, G. 1995.** Betydningen av alloktion tilførsel fra kantvegetasjonen for bunndyr og krepsdyr i innsjøers littoralsone, et innhegningsforsøk i Maridalsvannet i Oslo. *NINA fagrapport*; 011. 30 s.
- Solem, J. O. 1995.** Bestemmelsesnøkkel til norske buksvømmere (Corixidae, Hemiptera, Heteroptera). Revidert utgave. *Norske Insekttabeller*; 4. Universitetet i Trondheim, vitenskapsmuseet, zoologisk avdeling. 26 s.
- Sowa, R. 1975.** What is *Cloeon dipterum* (Linnaeus, 1761)? *Entomologica Scandinavica* 6: 215-223.
- Stokker, R. 1998.** Artsmangfold i to fangdammer i Haldenvassdraget med forskjellig vannkvalitet. *Hovedfagsoppgave i akvatisk økologi. Norges Landbrukshøgskole – IBN*: 106 s.
- Stokker, R., Walseng, B., Brittain, J. E., Dolmen, D. & Sloreid, S. E. 1999.** Artsmangfold i to syv år gamle fangdammer i Haldenvassdraget med forskjellig vannkvalitet, *NINA fagrapport* 034: 48 s.

- Strand, L. Å. 1996.** *Dammer i Follo. En undersøkelse av dammer i kulturlandskapet, med hovedvekt på amfibier.* Akershus Fylkeskommune/Follorådet. Trondheim. 38 s.
- Strand, L. Å. 2002.** Reproduksjon hos amfibier i vann med ekstreme pH-verdier. *Fauna* 55(3): 108-114.
- Størkersen, Ø. R. 1999.** *Ny rødliste over truede arter.* Økokrim, Miljøkrim nr 4 – 1999.
http://www.okokrim.no/aktuelt_arkiv/miljokrim/magasinet/1999-4/page5.html
- ter Braak, C. J. F. 1995.** Ordination. I *Data Analysis in Community and Landscape Ecology*. R. H. G. Jongman, ter Braak, C. F. J. & van Tongeren, O. F. R. (red.). Cambridge University Press, Cambridge. s. 91-173.
- ter Braak, C. J. F. & Smilauer, P. 1997, 1998.** *Canoco for Windows Version 4.0.* Centre for Biometry Wageningen, CPRO-DLO, Wageningen, The Netherlands.
- Ødegaard, F. & Coulianos, C.-C. 1998.** Forslag til rødliste for norske insekter. Del 2. Teger (Hemiptera, Heteroptera). *NINA Fagrapport* 033: 15 s.
- Ødegaard, F., Hanssen, O. & Dolmen, D. 1996.** Coleoptera, Biller. . – I K. Aagard & D. Dolmen (red.) *Limnofauna Norvegica, katalog over norsk ferskvannsfauna.* Tapir Forlag, Trondheim. s 151-167.
- Økland, J. 1990.** *Lakes and Snails. Environment and Gastropoda in 1,500 Norwegian lakes, ponds and rivers.* Universal Book Services / Dr. W. Backhuys, Oegstgeest, Nederland. 516 s.
- Økland, J. & Økland, K. A. 1992.** Innsjøer og dammer i Norge – hva må vi gjøre for å beskytte virvelløse dyr? *Fauna* 45:124-149.
- Økland, J. & Økland, K. A. 1995.** *Vann og vassdrag 1. Ressurser og problemer.* Vett og viten. 357 s.
- Økland, J. & Økland, K. A. 1996a.** Mollusca, Bløtdyr. – I K. Aagard & D. Dolmen (red.) *Limnofauna Norvegica, katalog over norsk ferskvannsfauna.* Tapir Forlag, Trondheim. s 72-79.
- Økland, J. & Økland, K. A. 1996b.** *Vann og vassdrag 2. Økologi.* Vett & Viten. Nesbru. 309 s.
- Økland, J. & Økland, K. A. 1998.** *Vann og vassdrag 3. Kjemi, fysikk og miljø.* Vett og viten. 200 s.
- Økland, J. & Økland, K. A. 2000.** *Kurs i ferskvannsbunndyr: svamp, mosdyr, igler, krepsdyr, snegler og muslinger. Del av kompendium for L 230.* Universitetet i Oslo, Biologisk institutt, avd. for limnologi. 72 s.

- Økland, K. A., Økland, J. & Dolmen, D. 1996.** Malacostraca – storkreps. – I K. Aagard & D. Dolmen (red.) *Limnofauna Norvegica – Katalog over norsk ferskvannsfåuna*. Tapir forlag, Trondheim. s 112-117.
- Aagaard, K. & Dolmen, D. 1977.** Vann-nymfer i Norge. Fauna 30: 61-74.
- Aagaard, K. & Dolmen, D. (red.) 1996.** *Limnofauna Norvegica, katalog over norsk ferskvannsfåuna*. Tapir, Trondheim. 310 s.
- Aagard, K. & Hågvar, S. 1987.** Sjeldne insektarter i Norge: Døgnfluer, steinfluer, øyestikkere, vannteger, vårfluer, rettvinger, saksedyr, nettvinger, mudderfluer og skorpionfluer: med en generell innledning om vernearbeidet for insektfaunaen. *Økoforsk utredning*; 1987:6. Trondheim. 77 s.