

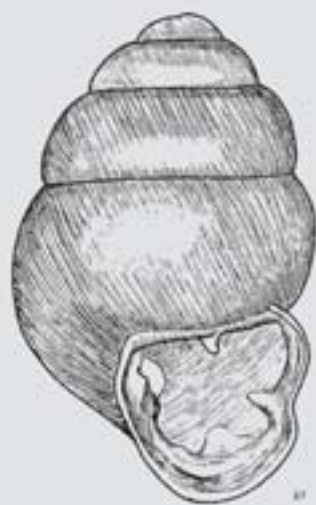


Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

Naturovervågning

Kortlægning af arter omfattet af EF-Habitatdirektivet 1997-2000

Arbejdsrapport fra DMU nr. 167



[Tom side]



Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet


Naturovervågning

Kortlægning af arter omfattet af EF-Habitatdirektivet 1997-2000

Arbejdsrapport fra DMU nr 167
2002

Stefan Pihl & Karsten Laursen (red.)

Datablad

Titel:	Kortlægning af arter omfattet af EF-Habitatdirektivet 1997-2000
Undertitel:	Naturovervågning
Redaktører:	Stefan Pihl & Karsten Laursen (red.)
Afdelingsnavn:	Afdeling for Kystzoneøkologi
Serietitel og nummer:	Arbejdsrapport fra DMU nr. 167
Udgiver:	Danmarks Miljøundersøgelser@ Miljøministeriet
URL:	http://www.dmu.dk
Udgivelsestidspunkt:	September 2002
Finansiel støtte:	Delvist betalt af Skov- og Naturstyrelsen
Bedes citeret:	Pihl, S. & Laursen, K. (red.) 2002: Kortlægning af arter omfattet af EF-Habitatdirektivet 1997-2000. Naturovervågning. - Danmarks Miljøundersøgelser. 144 s. -Arbejdsrapport fra DMU, nr. 167. Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.
Korrektur:	Else-Marie Nielsen
Layout:	Helle Klareskov
Tegninger/foto:	Danmarks Fauna (snæbel, stor kærguldsmed, tykskallet malermusling), Ole Martin (eremit) og Kåre Fog (Vertigo-snegle)
ISSN (trykt):	1395-5675
ISSN (elektronisk):	1399-9346
	Denne tryksag er mærket med det nordiske miljømærke Svanen. Licensnr. 541 006. Dette garanterer officielle miljøkrav ud fra tryksagens livscyklus. Trykt på 100 g cyclus offset. Phønix-Trykkeriet A/S, Århus. ISO 14001 miljøcertificeret og EMAS-godkendt.
Papirkvalitet:	100 g cyclus
Tryk:	Phønix-Trykkeriet A/S, Århus
Sideantal:	144
Oplag:	250
Pris:	kr. 150,- (inkl. 25% moms, ekskl. forsendelse)
Internetversion:	Rapporten kan også findes som PDF-fil på DMU's hjemmeside. http://www.dmu.dk/1_viden/2_publicationer/3_arbejdsrapporter/rapporter/AR167.pdf
Købes i boghandelen eller hos:	Miljøbutikken Information og Bøger Læderstræde 1-3 DK-1201 København K Tlf.: 33 95 40 00 Fax: 33 92 76 90 e-mail: butik@mim.dk www.mim.dk/butik

Indhold

Indledning og resumé 7

Stefan Pihl & Karsten Laursen (Red.)

- 1 Indledning 9
- 2 Materialer og metoder 9
 - 2.1 Snæbel *Coregonus oxyrhynchus* 10
 - 2.2 Eremit *Osmoderma eremita* 10
 - 2.3 Guldsmede 11
 - 2.4 Vindelsnegle 12
 - 2.5 Tykskallet malermusling *Unio crassus* 12
- 3 Litteratur 12

Status for bestande af snæbel *Coregonus oxyrhynchus* i Vadehavsområdet 1989-1998 15

Allan R. Jensen, Mads Ejby-Ernst, Bo Møller & Per N. Grøn

Sammenfatning 17

- Snæbelbestandene i vandløbene 17
- Forbedring af gydevandløbene 17
- Leveforholdene for snæbelynglen 18
- 1 Indledning 18
- 2 Fælles amtskommunal redningsplan for snæbel 19
- 3 Snæblens biologi 20
- 4 Metoder 21
 - 4.1 Elektrofiskeri 21
 - 4.2 Mærkning af snæbler 22
 - 4.3 Fangst-genfangstmetoden 22
 - 4.4 Skælprøver 22
 - 4.5 Undersøgelser i Ribe Amt 22
 - 4.6 Undersøgelser i Sønderjyllands Amt 23
- 5 Status for snæblen i dag 23
- 6 Bevaringsforanstaltninger 25
 - 6.1 Passageforholdenes og dambrugenes betydning 25
 - 6.2 Gydeområder 26
 - 6.3 Fiskerimæssige forhold 27
- 7 Litteratur 27
 - Bilag 1: Udviklingen i snæbelbestandene i Ribe Amt 1989-1998 28
 - Bilag 2: Udviklingen i snæbelbestandene i Sønderjyllands Amt 1989-1998 38

Kortlægning af eremit *Osmoderma eremita* i Danmark 1999 57

Ole Martin

- 1 Indledning 59
- 2 Hvad er en eremit ? 59
- 3 Eremiters levevis og udbredelse 60
 - 3.1 Biotopkrav 60
 - 3.2 Biologi og livscyklus 60
 - 3.3 Udbredelse 61
- 4 Tidligere undersøgelser af eremit 61
- 5 Kortlægningen af eremit i 1999 62
 - 5.1 Projektbeskrivelse 62
 - 5.2 Kortlægningsmetode 62
 - 5.3 Kortlægningsresultater 63
 - 5.4 Vurdering af kortlægningen 63
- 6 Vurdering af de enkelte EF-habitatområder 64
 - 6.1 EF-habitatområde nr. 114, Teglstrup Hegn og Hammermølle Skov 64
 - 6.2 EF-habitatområde nr. 120, Roskilde Fjord (Bognæs) 65
 - 6.3 EF-habitatområde nr. 141, Nordlige del af Sorø Sønder skov 66
 - 6.4 EF-habitatområde nr. 144, skove ved Vemmetofte 68
 - 6.5 EF-habitatområde nr. 151, Lekkende Dyrehave 69
 - 6.6 EF-habitatområde nr. 153, Maltrup Skov 70
 - 6.7 EF-habitatområde nr. 155, Krenkerup Haveskov 71
 - 6.8 EF-habitatområde nr. 157, Halsted Kloster Dyrehave 72
 - 6.9 EF-habitatområde nr. 180, Oreby Skov 73
 - 6.10 EF-habitatområde nr. 198, Vallø Dyrehave 74
- 7 Vurdering af eremitbestanden i Danmark 1999 75
- 8 Vurdering af udviklingstendens for bestanden i Danmark 76
- 9 Vurdering af bevaringsstatus for samtlige habitater 76
- 10 Trusler og optimering af habitaterne 77
- 11 Sammenfatning 78
- 12 Litteratur 78

Kortlægning af akut truede, sårbare eller sjældne guldsmede i Danmark 1999 79

Ole Fogh Nielsen

- 1 Indledning 81
- Tak 81

2	Metode	81
3	Artsgennemgang	82
	3.1 Hue-vandnymfe <i>Coenagrion armatum</i>	82
	3.2 Grøn mosaikguldsmed <i>Aeshna viridis</i>	83
	3.3 Grøn kølleguldsmed <i>Ophiogomphus cecilia</i>	84
	3.4 Spidspletet libel <i>Libellula fulva</i>	85
	3.5 Lille blåpil <i>Orthetrum coerulescens</i>	86
	3.6 Stor kærguldsmed <i>Leucorrhinia pectoralis</i>	86
4	Sammenfatning	87
	4.1 Akut truede arter	87
	4.2 Sårbare arter	88
	4.3 Sjældne arter	88
5	Litteratur	89
6	Bilag	89
	Bilag 1: Hue-vandnymfe <i>Coenagrion armatum</i>	89
	Bilag 2: Grøn mosaikguldsmed <i>Aeshna viridis</i>	90
	Bilag 3: Grøn kølleguldsmed <i>Ophiogomphus cecilia</i>	90
	Bilag 4: Spidspletet libel <i>Libellula fulva</i>	92
	Bilag 5: Lille blåpil <i>Orthetrum coerulescens</i>	92
	Bilag 6: Stor kærguldsmed <i>Leucorrhinia pectoralis</i>	93

Status for sjældne vindelsnegle *Vertigo* spp. i Danmark 1999-2000 95

Kåre Fog

1	Indledning	97
	1.1 Status for sjældne <i>Vertigo</i> -arter 1999-2000	97
	1.2 Artsoversigt	97
	1.3 Sjældne og beskyttede arter	97
	1.4 Arternes indikatorværdi	99
	1.5 Oversigt over danske fund	99
	1.6 Tak	100
2	Arternes biologi og forekomst	100
	2.1 <i>Vertigo geyeri</i>	100
	2.2 <i>Vertigo moulinsiana</i>	104
	2.3 <i>Vertigo angustior</i>	108
3	Metoder til registrering og overvågning	111
	3.1 Generelt	111
	3.2 Sammenligning af førnprøve og direkte observation	113
	3.3 <i>Vertigo geyeri</i>	114
	3.4 <i>Vertigo moulinsiana</i>	114
	3.5 <i>Vertigo angustior</i>	115
	3.6 Problemer med artsbestemmelse	116
4	Feltundersøgelser 1999-2000	118
	4.1 Baggrund	118

4.2	Formål	118
4.3	Forløbet af en undersøgelse	119
4.4	Antal besøgte lokaliteter	119
4.5	Resultater	120
5	Lokalitetsoversigt	127
5.1	Tidligere registrerede danske forekomster af <i>Vertigo geyeri</i>	127
5.2	Tidligere og nuværende registrerede danske forekomster af <i>Vertigo moulinsiana</i>	128
5.3	I denne undersøgelse er desuden gjort følgende fund af <i>V. moulinsiana</i>	129
6	Angivelser af samlinger	131
7	Litteratur	132

Status for tykskallet malermusling *Unio crassus* i Danmark 2000 135

Jens Skriver

1	Indledning	137
2	Udbredelse	137
2.1	Udbredelsen af <i>Unio crassus</i> i Europa	137
2.2	Tidligere forekomst af <i>Unio crassus</i> i Danmark	138
3	Besigtigelse af lokaliteter i 2000	138
3.1	Feltarbejde, tilrettelæggelse og metode	138
3.2	Status for <i>Unio crassus</i> i Danmark	139
4	Årsagen til <i>Unio crassus</i> ' tilbagegang	140
5	Litteratur	141

Danmarks Miljøundersøgelser

Arbejdsrapporter fra DMU

Indledning og resumé

Stefan Pihl
Karsten Laursen

1 Indledning

For at sikre biodiversiteten i medlemslandene udsendte EF i 1992 Rådets Direktiv 92/43/EØF om bevaring af naturtyper samt vilde dyr og planter - i daglig tale Habitatdirektivet. Ifølge dette Direktivs artikel 11 skal medlemslandene overvåge bevaringsstatus for naturtyper og arter på henholdsvis Direktivets bilag I samt bilag II og IV. For naturtyper og arter på henholdsvis bilag I og bilag II er der udpeget specielle beskyttede områder, mens arterne på bilag IV er strengt beskyttede. Afrapportering af overvågningen skal ifølge artikel 17 ske hvert sjette år, og det er senere fastlagt at den første afrapportering sker i 2001.

I forbindelse med implementeringen af Habitatdirektivet i Danmark iværksatte Skov- og Naturstyrelsen i 1999 en kortlægning af visse arter på Direktivets bilag II. DMU fik overdraget opgaven, som drejede sig om de prioriterede arter i Habitatdirektivet, snæbel og eremit, samt en række arter af vindelsnegle for hvilke man vidste at videngrundlaget for en vurdering af bevaringsstatus var meget spinkelt. I 2000 er der foretaget yderligere kortlægning af vindelsnegle samt af tykskallet malermusling.

Sideløbende igangsatte SNS i 1997 umiddelbart efter publiceringen af Rødliste 97 (Stoltze & Pihl 1998) og Gulliste 97 (Stoltze 1998) et projekt som skulle klarlægge den aktuelle status for en række akut truede arter, i særdeleshed arter som også figurerer på Habitatdirektivets bilag II.

DMU har udført opgaven med kortlægning af de akut truede arter. I 1998 omfattede projektet karplanter, dagsommerfugle og padder (Wind et al. 1999). I 1999 omfattede projektet karplanter (Wind 2000), guldsmede (denne rapport) og fugle (in press).

Denne rapport sammenfatter delrapporter om snæbel, eremit, guldsmede, vindelsnegle og tykskallet malermusling udført af eksterne konsulenter.

2 Materialer og metoder

Kortlægningen af arter er udført for at opnå et grundlag for en vurdering af arternes bevaringsstatus. Rapporterne sigter derfor i højere grad mod umiddelbar anvendelse end selvstændige publiceringer. De her præsenterede rapporter er således meget forskellige i indhold, specielt med hensyn til metodebeskrivelser og dermed mulighed for at gentage undersøgelserne på et senere tidspunkt. DMU har på den baggrund valgt at lade rapporterne publicere i en arbejdsrapport uden de normale referee-vurderinger og redaktionel gennemarbejdning.

2.1 Snæbel *Coregonus oxyrhynchus*

Snæbel er en helt-lignende fisk. Arten er endemisk for Danmark, hvilket vil sige at den kun forekommer her i landet. Den træffes i Vadehavsområdet og i de åer der løber ud i Vadehavet. Tidligere forekom arten også i det tyske og hollandske Vadehav. Arten figurerer på EF-Habitatdirektivets bilag II og er én af kun to prioriterede arter som forekommer i Danmark. Følgende Habitatområder (H) er bl.a. udpeget for snæbel:

H77: Nørholm Hede, Nørholm Skov og Varde Å øst for Varde, Ribe Amt.

H78: Vadehavet, Ribe Amt og Sønderjyllands Amt.

H79: Sneum Å og Holsted Å, Ribe Amt.

H80: Kongeå, Ribe Amt.

H90: Vidå, Rudbøl Sø og Magisterkog, Sønderjyllands Amt.

Bevaringsstatus for snæbel er på baggrund af denne rapport vurderet som usikker (Pihl et al. 2000).

Ribe og Sønderjyllands Amter har i en længere årrække overvåget arten og genudsat yngel og påtog sig i forbindelse med arbejdet at sammenstille den her fremlagte rapport om snæbel.

Rapporten om snæbel er baseret på den lange tidsserie der er påkrævet for en egentlig overvågningsrapport som ikke alene dokumenterer artens udbredelse, men også giver et begrundet bud på udviklingen for snæbel gennem de seneste 15 år. Antallet af fisk i de enkelte vandløb beregnes således på baggrund af den velafprøvede fangst-genfangstmetode.

2.2 Eremit *Osmoderma eremita*

Eremitten er en stor bille som lever i gamle træer. Arten findes på EF-Habitatdirektivets bilag II og er den anden af de kun to prioriterede arter som forekommer i Danmark. Følgende Habitatområder er bl.a. udpeget for eremit:

H114: Teglstrup Hegn og Hammermølle Skov, Frederiksborg Amt.

H120: Roskilde Fjord, Roskilde Amt og Frederiksborg Amt.

H141: Nordlige del af Sorø Sønderkov, Vestsjællands Amt.

H144: Skove ved Vemmetofte, Storstrøms Amt.

H151: Lekkende Dyrehave, Storstrøms Amt.

H153: Maltrup Skov, Vejle Amt.

H155: Krenkerup Haveskov, Storstrøms Amt.

H157: Halsted Kloster Dyrehave, Storstrøms Amt.

H180: Oreby Skov, Storstrøms Amt.

H198: Vallø Dyrehave, Roskilde Amt.

Bevaringsstatus for eremit er på baggrund af denne rapport vurderet som usikker (Pihl et al. 2000).

Ole Martin fra Zoologisk Museum i København kortlagde i 1993 eremittens forekomst i de 10 habitatområder for hvilke eremit indgår i

udpegningsgrundlaget (Martin 1994). I 1999 gentog Ole Martin denne kortlægning, og resultaterne er samlet i vedlagte rapport.

Metoden til kortlægningen går ud på at finde træer med forekomst af eremit, men den er ikke detaljeret beskrevet. Det fremgår således ikke hvor mange træer der er undersøgt, eller hvor lang tid der er brugt i de enkelte områder. En reproducerbar metode skulle omfatte at det intensive undersøgelsesområde blev angivet ved hjælp af GPS (Geografisk Position System) med geografiske positioner for alle hjørner, og desuden at værtstræer ligeledes blev fastlagt ved GPS. Antallet af undersøgte træer og af udvælgelseskræterier for disse skulle fremgå, og en standardiseret metodebeskrivelse til undersøgelse af de enkelte træer skulle udvikles.

Resultaterne fra 1993 og 1999 har ikke givet mulighed for en egentlig sammenligning til belysning af artens bestandsmæssige udvikling.

2.3 Guldsmede

Et udvalg af rødlistede guldsmede er blevet kortlagt i 1999. Gruppen omfatter grøn kølleguldsmed *Ophiogomphus cecilia* og stor kærguldsmed *Leucorrhina pectoralis* fra Habitatdirektivets bilag II og IV, grøn mosaikguldsmed *Aeschna viridis* fra bilag IV samt de i Danmark akut truede guldsmede: hue-vandnymfe *Coenagrion armatum*, spidspletet libel *Libellula fulva* og lille blåpil *Orthetrum coarulescens*. Følgende habitatområder er bl.a. udpeget for guldsmede:

H30: Lovns Bredning, Hjarbæk Fjord og Skals Ådal (stor kærguldsmed), Viborg Amt.

H40: Karup Å (grøn kølleguldsmed), Viborg Amt.

H45: Gudenå og Gjærn Bakker (grøn kølleguldsmed), Århus Amt.

H61: Skjern Å (grøn kølleguldsmed), Ringkøbing Amt.

H118: Tisvilde Hegn og Melby Overdrev (stor kærguldsmed), Frederiksborg Amt.

H121: Kattehale Mose (stor kærguldsmed), Frederiksborg Amt.

Bevaringsstatus for grøn kølleguldsmed er på baggrund af denne rapport vurderet som usikker, stor kærguldsmed som ugunstig og grøn mosaikguldsmed som usikker (Pihl et al. 2000).

Kortlægningen er udarbejdet af EntoConsult ved Ole Fogh Nielsen. Nuværende og tidligere forekomstområder er besøgt i sommeren 1999, og resultaterne er samlet i denne rapport.

Der er ved gennemgangen af de enkelte områder alene anvendt en kvalitativ eftersøgning af dyrene, idet der ikke synes at eksistere en standardiseret metode til overvågning af guldsmede. De enkelte fund er præcist lokaliseret, men det fremgår ikke af rapporten, hvorledes guldsmedene er eftersøgt, præcist i hvilke områder, hvor lang tid der er brugt etc., oplysninger der alle er nødvendige såfremt kortlægningen skal gentages på et senere tidspunkt til vurdering af bestandsudvikling.

2.4 Vindelsnegle

Vindelsneglene på Habitatdirektivets bilag II: sumpvindelsnegl *Vertigo moulinsiana*, kildevældsvindelsnegl *Vertigo geyeri* og skæv vindelsnegl *Vertigo angustior* er blevet kortlagt i 1999 og 2000. Følgende habitatområder er bl.a. udpeget for vindelsnegle:

H150: Klinteskoven (skæv vindelsnegl), Storstrøms Amt.

H156: Maribosøerne (sumpvindelsnegl), Storstrøms Amt.

mens der ikke er udpeget områder for kildevældsvindelsnegl.

Bevaringsstatus for alle tre arter af vindelsnegle er på baggrund af kortlægningen i 1999 vurderet som ukendt (Pihl et al. 2000). Den udvidede undersøgelse i 2000 viser dog at kildevældsvindelsnegl kan være forsvundet fra Danmark.

Kortlægningen er udført af Amphi Consult ved Kåre Fog. Rapporten giver en omfattende gennemgang af vindelsnegles biologi og forekomst i Danmark. Endvidere er der en detaljeret gennemgang af metoder til at finde vindelsnegle og råd vedrørende identifikation af arterne. Der er ved kortlægningen anvendt en kvalitativ metode, men materialet giver også mulighed for at udføre beregninger af sneglenes tæthed på de enkelte lokaliteter da der foreligger opgørelser over tidsforbruget på alle lokaliteter.

2.5 Tykskallet malermusling *Unio crassus*

Tykskallet malermusling er i 2000 eftersøgt på tidligere fundsteder. Arten findes på Habitatdirektivets bilag II og IV. Følgende habitatområder er bl.a. udpeget for tykskallet malermusling: Odense Å og Suså. Bevaringsstatus for tykskallet malermusling blev i 2000 vurderet som ukendt (Pihl et al. 2000), men nærværende undersøgelse viser at arten muligvis er forsvundet.

Kortlægningen er udført af DMU, Afdeling for Vandløbsøkologi, ved Jens Skriver. Alle lokaliserbare vandløbstrækninger hvor arten tidligere er registreret, er gennemgået efter en standardiseret metode. De manglende fund af arten udelukker selvsagt beregninger af bestandstørrelser, men der foreligger tabeller over skaller fra døde dyr, præcise angivelser af de gennemsøgte strækninger og tidsforbrug.

3 Litteratur

Martin, O. 1994: Overvågning af eremitten (*Osmoderma eremita*) i Danmark 1993. - Rapport fra Skov- og Naturstyrelsen.

Pihl, S., Ejrnæs, R., Søgaard, B., Aude, E., Nielsen, K.E., Dahl, K. & Laurson, J.S. 2000: Naturtyper og arter omfattet af EF-Habitatdirektivet. Indledende kortlægning og foreløbig vurdering af bevaringsstatus. - Danmarks Miljøundersøgelser. 219 s. Faglig rapport fra DMU, nr. 322.

- Stoltze, M. & Pihl, S. (Red.) 1998: Rødliste 1997 over planter og dyr i Danmark. - Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser og Skov- og Naturstyrelsen, 219 s.
- Stoltze, M. (Red.) 1998: Gulliste 1997 over planter og dyr i Danmark. - Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser og Skov- og Naturstyrelsen, 48 s.
- Wind, P., Stoltze, M., Fog, K., Christiansen, D.G., Briggs, L. & Rybacki, M. 1999: Overvågning af rødlistede arter 1998. Danmark. Naturovervågning. Danmarks Miljøundersøgelser 125 s. - Arbejdsrapport fra DMU, nr. 110.
- Wind, P. 2000: Overvågning af akut truede karplanter 1999. Danmark. Naturovervågning. - Danmarks Miljøundersøgelser 77 s. Arbejdsrapport fra DMU, nr. 131.

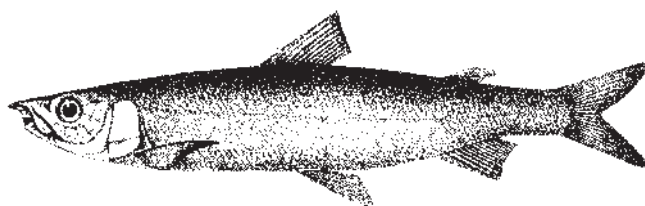
Status for bestande af snæbel *Coregonus oxyrhynchus* i Vadehavsområdet 1989-1998

Allan R. Jensen, Ribe Amt

Mads Ejby-Ernst, Ribe Amt

Bo Møller, Sønderjyllands Amt

Per N. Grøn, Bio/consult



Sammenfatning

Snæbel findes kun i Danmark, og dens udbredelse er begrænset til Vadehavsområdet og de åer der løber ud i Vadehavet. Tidligere fandtes den også i Tyskland og Holland hvorfra den forsvandt i 1930'erne. Sønderjyllands Amt og Ribe Amt har siden midten af 1980'erne været i gang med et redningsprojekt for den truede laksefisk snæblen der er med på den danske rødliste og omfattet af EF's Habitatdirektiv som en prioriteret art. Redningsprojektet har omfattet en forbedring af vandløbskvaliteten i gydevandløbene samt udsætning af snæbelyngel hvoraf der i årene 1987-1992 er udsat i alt 1,7 millioner i de 6 største tilløb til Vadehavet. Det gælder følgende vandløb nævnt fra nord mod syd: Varde Å, Sneum Å, Kongeå og Ribe Å i Ribe Amt, samt Brede Å og Vidå i Sønderjyllands Amt.

Snæblen lever størstedelen af året i Vadehavet, men trækker i slutningen af efteråret ind i vandløbene for at gyde. For at følge udviklingen i bestandene blev der hvert år i perioden 1989-1998 foretaget undersøgelser i de enkelte vandløb ved elfiskning fra båd, mærkning af fisk og skælanalyser.

Snæbelbestandene i vandløbene

Undersøgelserne i årene 1989-1998 viste at der i Vidå-systemet blev genskabt en stor og stabil, selvreproducerende snæbelbestand på mange tusinde gydefisk med en forholdsvis god årlig tilgang af nye kønsmodne fisk. Tilgangen har dog varieret en del afhængig af hvor godt de enkelte årgange af yngel har klaret sig. Langt størstedelen af snæblerne gyder i den nederste del af Grønå der gennem hele perioden har udgjort det vigtigste gydeområde trods ret ensartede fysiske forhold.

I de øvrige 5 tilløb til Vadehavet medførte yngeludsætningerne at der blev skabt store bestande i første halvdel af 1990'erne hvorefter bestandene gradvis er blevet mindre. Bestandene er kommet til at bestå af ældre snæbler da den naturlige tilgang af nye kønsmodne snæbler generelt har været relativ lav. I dag er der skabt selvreproducerende bestande i Ribe Å, Varde Å og Brede Å, mens der tilsyneladende er en svigtende eller meget lille produktion af snæbel i Kongeå og Sneum Å. Desuden kan der være en lille bestand i Brøns Å hvor der ikke har været udsat snæbelyngel.

Forbedring af gydevandløbene

Snæblen gyder sine klæbrige æg direkte ud i vandet, og gode gydeforhold vil derfor sige at der skal findes vand- og sumpplanter, sten, grus og andre faste genstande som æggene kan sidde fast på hele vinteren indtil klækningen først på foråret. En del af vandløbsstrækningerne har kun få vandplanter om vinteren, hvilket bl.a. skyldes en ustabil sandbund på grund af sandvandring.

Gennem en skånsom vedligeholdelse søger amterne derfor bl.a. at efterlade mest muligt af bredvegetationen. Det kan også være med til at

indsnævre åløbene, så de fysiske forhold bliver mere varierede og undervandsvegetationen bedre udviklet. Desuden er det afgørende at der er frie passageforhold i vandløbene da snæblen har en ringe evne til at passere selv små opstemninger.

Forbedringerne af gydeforholdene for snæblen har derfor i perioden 1989-1998 været koncentreret om at forbedre vandløbskvaliteten ved etablering af frie passageforhold ved at ombygge betonstøbt og opstemninger til stryg samt forbedre gydeområderne gennem vandløbsrestaurering, skånsom vedligeholdelse og etablering af sandfang. Desuden er vandløbskvaliteten søgt forbedret gennem nedsættelse af belastningen med okker og spildevand.

Leveforholdene for snæbelynglen

Ud over dårlige gydeområder, synes en ringe overlevelse af ynglen at være den væsentligste årsag til manglende etablering af større snæbelbestande i vandløbene.

Dette skyldes formodentlig især at den nyklækkede yngel på grund af mangel på strømrolige steder drifter ud i Vadehavet før de har nået en størrelse så de kan tåle saltvand. Mindre søer eller områder med vinteroversvømmede arealer i vandsystemerne kan forhindre at larverne driver ud i havet før de når en størrelse hvor de er i stand til at regulere saltholdigheden.

I vandløb hvor snæblens gydepladser er beliggende oven for dambrug, vil en stor del af de neddriftende snæbellarver ende i dambrugenes fødekanaler og hermed gå tabt i fiskedammene da det næppe er teknisk muligt at afgitre så snæbellarverne (10-12 mm) ikke kan passere.

I Vidå-systemet skal ynglen bl.a. passere Magisterkøgen og Rudbøl Sø hvor der er stillestående vand. Disse forhold er måske netop hovedårsagen til at snæbelbestanden gennem årene har overlevet i dette vandsystem, og bestanden her er stabil. Etablering af et stort og bredt sandfang i Hjortvad Å i Ribe Å-systemet samt forekomst af roligt vand uden strøm på visse strækninger af Varde Å er måske hovedårsagen til, at der findes selvreproducerende bestande i disse vandløb. I de øvrige vandløb er der næsten ingen strømrolige steder, samtidig med at spærringer i nogle af vandløbene forhindrer snæblerne i at trække op i den øvre del af vandsystemerne.

1 Indledning

I starten af dette århundrede var snæblen *Coregonus oxyrhynchus* L. almindelig i hele den danske, tyske og hollandske del af Vadehavet. Herfra vandrede den om vinteren op i vandløbene for at gyde.

I løbet af 1920'erne og 1930'erne forsvandt arten gradvis fra de tyske og hollandske floder. I Danmark blev snæblen meget sjælden og havde til

sidst kun en lille bestand i Vidå. Det viste en undersøgelse som Ribe og Sønderjyllands Amter gennemførte i vinteren 1979/80 i de 7 større tilløb til Vadehavet (Sønderjyllands Amtsråd og Ribe Amtsråd 1988). Den aktuelle udbredelse fremgår desuden af rapporten: Naturtyper og arter omfattet af EF-Habitatdirektivet side 75 (Pihl m.fl. 2000).

Årsagen til at snæblen blev udryddet fra flere af de tidligere udbredelsesområder var primært at gydemulighederne og ynglens opvækstmuligheder blev forringede eller ødelagte, hvilket især skyldes følgende forhold:

- Regulering og hårdhændet vandløbsvedligeholdelse har medført forringede fysiske og vegetationsmæssige forhold i vandløbene.
- Vandkvaliteten er blevet forringet på grund af spildevands- og okkerudledning.
- Fiskene er i mange tilfælde blevet afskåret fra gydepladserne på grund af opstemninger i vandløbene. I modsætning til laksen og ørreden er snæblen ikke i stand til at passere selv mindre styrt, ligesom snæblen undgår fisketrapper.
- Vandløbene blev kanaliseret og reguleret med sluser, så vinteroversvømmelserne af de lavtliggende engarealer og hermed ynglens opvækstmuligheder blev begrænset væsentligt.

2 Fælles amtskommunal redningsplan for snæbel

Som følge af snæblens tilbagegang iværksatte Ribe- og Sønderjyllands amter i midten af 1980'erne en redningsaktion for at ophjælpe bestanden i Vidåen og retablere bestandene i de øvrige tilløb til Vadehavet. Redningsaktionen omfattede opdræt og udsætning af snæbelyngel i de vandløb hvor arten tidligere var udbredt. I perioden fra 1987 til 1992 blev der udsat ca. 1,7 mio. stk. yngel i de 7 større tilløb til Vadehavet.

De to amter gennemførte endvidere en række miljøforbedrende foranstaltninger med henblik på at forbedre snæblens gydeforhold, især blev gydeområderne og passageforholdene forbedret.

Samtidig med at redningsaktionen blev iværksat, blev det foreslået at indføre en fredning af snæblen. I 1983 indførte Fiskeriministeriet en totalfredning af arten i både ferskvand og saltvand, og snæblen har været fredet lige siden.

Snæblen blev endvidere udpeget som en særlig prioriteret art i 1992 i forbindelse med EF's Habitatdirektiv. På den seneste rødliste over planter og dyr i Danmark (1997) har snæblen status som en sjælden art (Stoltze & Pihl 1998). Desuden er den med på den danske gulliste som en national ansvarsart da Danmark huser størstedelen af den samlede bestand i verden (Stoltze 1998).

3 Snæblens biologi

Snæblen er en laksefisk der tilhører heltfamilien. Den er nært beslægtet med den mere almindelige helt *Coregonus lavaretus* L. Genetiske undersøgelser udført på snæbler fra tilløbene til Vadehavet og helt fra flere danske søer og fjorde viser at der er begrænsede genetiske forskelle på snæbel og danske helt, mens helt fra Østersøen er genetisk afvigende fra danske helt/snæbel. Antagelig skyldes dette at snæbel og helt har udskilt sig fra hinanden for ganske nyligt i evolutionær tid, dvs. inden for de sidste ca. 10.000 år siden sidste istid. Endvidere må det antages at danske helt og snæbel er indvandret efter sidste istid via det daværende Elben flodsystem, mens østersø-helt stammer fra et andet istids-refugie (Hansen 1997).

Disse resultater betyder ikke, at snæblen ikke er værd at bevare. Det kan ikke afgøres om snæblen er en selvstændig art i henhold til det biologiske artsbegreb da dette ville kræve en undersøgelse af om helt og snæbel i samme område er reproduktivt isolerede fra hinanden. Endvidere er det klart at snæblen er i besiddelse af vigtige tilpasninger, såsom tolerance for høje saliniteter, som ikke findes i heltbestande. Der kan derfor ud fra et populationsgenetisk og evolutionært synspunkt argumenteres for vigtigheden af at bevare snæblen.

Snæbel er en vandrefisk med opvækstområde i Vadehavet og muligvis Nordsøen. Snæbel adskiller sig morfologisk og fysiologisk fra helt på flere måder. Den mest karakteristiske forskel er snæbelens spidse snude, hvor imod helt er mere butsnudet. Generelt opnår snæbel en større længde og vægt end helt, ligesom snæbel tilsyneladende er mere tolerant over for høje saltkoncentrationer end helt. Det giver sig udtryk i de to arters forskellige udbredelse. Således er snæbel tilknyttet Nordsøen og Vadehavsområdet hvor saltkoncentrationen er ca. 35 promille, mens helt er tilknyttet fjordområder med lavere saltkoncentration, typisk omkring 20 promille eller lavere.

I forbindelse med gydningen søger snæblen i løbet af efteråret mod de større vandløb med en bundbredde over 4-5 meter for at gyde. De gydemodne snæbler opsøger dybe vandløbs-strækninger med fast bund og god strøm, evt. med forekomst af sten og planter. Snæblens gydeperiode er forholdsvis kort idet gydningen finder sted i slutningen af november og starten af december. Til sammenligning kan nævnes at helten gyder næsten en måned senere, i slutningen af december.

I modsætning til ørreden der gyder æggene i vandløbenes grusbund, gyder snæblen æggene frit i vandet. De klæbende æg hæfter sig herefter til vandplanter og vandløbsbunden. Snæblen gyder langt flere æg end ørreden. En snæbelhun indeholder således 20.000-30.000 æg pr. kg kropsvægt, mens en ørred kun indeholder 2.000-3.000 æg.

Hannerne og hunnerne bliver ikke kønsmodne samtidig da de første hanner allerede gyder i en alder af knap 2 år, men de fleste bliver kønsmodne i en alder af knap 3 år. Hos hunnerne er de første kønsmodne efter knap 3 år, men mange først efter knap 4 år. Kønsfordelingen blandt de gydemodne snæbler er meget ulige. Normalt registreres 5 gange så mange hanner som hunner på gydepladserne. Forklaringen på den

skæve kønsfordeling er formentligt at hannerne bliver kønsmodne et år tidligere end hunnerne, hvilket betyder at et større antal hanner har mulighed for at deltage i den årlige gydning. Endvidere kan det også skyldes at opholdstiden på gydepladserne er forskellig for de to køn så hunnerne kun opholder sig på gydeområderne under selve gydningen, mens hannernes opholdstid er noget længere.

Efter gydningen opholder en del af fiskene sig i de nedre dele af vandløbene, og udvandringen til Vadehavet finder sted i perioden frem til april hvor de sidste fisk normalt forlader ferskvand. Vandringen til havet er tilsyneladende betinget af en stigning i vandtemperaturen. Ribe og Sønderjyllands Amters undersøgelser har endvidere vist at en del ikke-kønsmodne snæbler overvintrer i de nedre dele af vandsystemerne.

Snæblens æg klækker i februar-marts måned hvor de nyklækkede larver måler ca. 10 mm. Efter klækningen driver ynglen passivt nedstrøms og når efter en tid stillestående vandområder eller drifter ud i Vadehavet (Hvidt & Christensen 1990). Undersøgelser har vist at nyklækkede snæbellarver ikke er i stand til at regulere saltholdigheden før de har nået en størrelse på 30-40 mm (Kjær & Juhl 1990). Det er derfor af afgørende betydning at larverne ikke driver ud i Vadehavet før de har opnået denne størrelse. Mindre søer eller områder med vinteroversvømmede arealer indskudt i vandsystemerne kan forhindre at larverne driver ud i havet før de når den kritiske størrelse hvor de er i stand til at regulere saltholdigheden.

4 Metoder

Sønderjyllands Amt og Ribe Amt har årligt foretaget undersøgelser af snæbelbestandenes størrelse og alderssammensætning i perioden 1989-1998. Dette er gjort på bestemte vandløbsstrækninger i de større tilløb til Vadehavet. Desuden har Danmarks Fiskeriundersøgelser i samarbejde med de to amter i årene 1994-1996 gennemført undersøgelser af gydebestandene af laksefisk i disse vandløb, herunder snæbelbestandene (Danmarks Fiskeriundersøgelser 1997). De nævnte undersøgelser er gennemført ved hjælp af elektrofiskeri, mærkning af snæbler, fangstfangst metoden og undersøgelse af skælprøver. I det følgende er de anvendte metoder kort omtalt.

4.1 Elektrofiskeri

Elfiskeriet er alle år foretaget i slutningen af november og begyndelsen af december da snæblernes hovedgydeperiode er i den sidste uge af november og første uge af december. Elektrofiskeriet er foretaget fra båd, og der er fisket med to elektroder og en generator med pulserende jævnstrøm. Vandløbsstrækningerne er gennemfisket ved at drive/sejle med vandstrømmen, og ved hjælp af de to elektroder har det som regel været muligt at dække størstedelen af vandløbenes bredde. Ved elektrofiskeriet bedøves snæblerne så de kan opfiskes med et net, hvorefter

der foretages en opmåling, kønsbestemmelse og eventuel en mærkning. Herefter genudsættes snæblerne.

4.2 Mærkning af snæbler

Efter opfiskningen i forbindelse med elektrofiskeriet er snæblerne mærket med blå mærker på bugen med en speciel sprøjtepistol (panjet), hvor farvestoffet sprøjtes ind under fiskeskællene. Mærkningen er foretaget med en karakteristisk kode for år og vandløb, så der ikke sker forveksling med tidligere mærkede snæbler. Erfaringerne har vist at mærkerne bliver siddende i adskillige år. De mærkede snæbler udnyttes ved fangst-genfangst undersøgelserne til udregning af bestandenes størrelse samt bl.a. til en vurdering af i hvor høj grad snæblerne er knyttet til det samme vandløbssystem.

4.3 Fangst-genfangstmetoden

Metoden forudsætter at en del af bestanden fanges, mærkes og genudsættes, samt at der sker en tilfældig opblanding af de mærkede og umærkede fisk før genfangsten. På grundlag af forholdet mellem mærkede og umærkede fisk ved genfangsten kan bestanden beregnes. Genfangst af mærkede snæbler er gennemført ved hjælp af garn, ruser og elbefiskning det følgende forår i vandløbenes nedre dele. På baggrund af disse genfangster er den samlede bestand for hele vandløbssystemet estimeret ved fangst-genfangst metoden (Bohlin et al. 1989).

4.4 Skælprøver

I forbindelse med opmålingen og kønsbestemmelsen af de bedøvede snæbler er der også taget skælprøver. Ved hjælp af mikroskop er antallet af årringe aflæst, og fiskenes alder således bestemt. Skælprøverne er anvendt til at bestemme aldersfordelingen i snæbelbestandene, dette har bl.a. haft betydning ved vurderingen af i hvilket omfang snæblerne stammer fra udsat eller naturlig yngel.

4.5 Undersøgelser i Ribe Amt

Ribe Amt har i perioden 1989-1998 gennemført årlige undersøgelser af snæbelbestanden på udvalgte strækninger i Varde Å, Sneum Å, Kongeå og Ribe Å systemet (Bilag 1).

Den samlede bestand for Ribe Å blev første gang beregnet ved fangst-genfangst metoden i 1990. I forbindelse med undersøgelserne foretaget af Danmarks Fiskeriundersøgelser i perioden 1994-1996 blev snæbelbestandenes størrelse i hvert vandsystem beregnet ved fangst-genfangst metoden (Danmarks Fiskeriundersøgelser 1997).

Efterfølgende har Ribe Amt hvert år foretaget beregninger af den samlede bestandsstørrelse ved denne metode. I hele perioden 1989-1998 har amtet foretaget mærkning og taget skælprøver af alle fangede snæbler.

4.6 Undersøgelser i Sønderjyllands Amt

Sønderjyllands Amt har i perioden 1989-1998 gennemført undersøgelser af snæbelbestandene på bestemte strækninger i Vidå-systemet og Brede Å, hvilket årligt siden 1993 har omfattet ca. 25 km vandløbsstrækning. Desuden har amtet i 1990 gennemført undersøgelser i Rejsby Å og Brøns Å (Bilag 2).

Ved amtets undersøgelser er vandløbsstækningerne som regel gennemfisket én gang. Enkelte år er der foretaget dobbeltbefiskninger af vandløbsstrækninger for at få et mål for fangsteffektiviteten ved forskellige vandstande og til udregning af bestandenes størrelse på nogle af strækningerne. I 1989, 1995 og 1996 er en stor del af de fangede snæbler mærket, og ved genfangst af mærkede snæbler det følgende år er der foretaget udregninger og vurderinger af bestandenes størrelse på baggrund af forholdet mellem mærkede og umærkede snæbler. I øvrigt er der enkelte år taget skælprøver som er benyttet ved vurderingen af aldersfordelingen i bestandene.

Danmarks Fiskeriundersøgelser gennemførte i 1995-1996 undersøgelser af Brøns Å, Brede Å og Vidå-systemet med anvendelse af fangstgenfangst metoden (Danmarks Fiskeriundersøgelser 1997).

5 Status for snæblen i dag

I perioden fra 1987 til 1992 blev der udsat snæbelyngel i de 6 største tilløb til Vadehavet. Udsætningerne i Ribe Å ophørte dog allerede i 1990. I alt blev der udsat ca. 1,7 mio. stk. snæbelyngel, og udsætningerne har betydet, at snæblen i dag er udbredt i hele den danske del af Vadehavet (Tabel 1).

Før udsætningerne fandt sted, fandtes der kun en lille bestand af snæbler i Vidåen. Bestandsstørrelsen blev ikke beregnet, men vurderet til at være meget lille (Sønderjyllands Amtsråd og Ribe Amtsråd 1988).

I årene efter udsætningernes ophør blev der opbygget en stor bestand i de fleste vandløb. Disse bestande er nu ved at finde et mere naturligt leje på et lavere antal, afhængig af de enkelte vandløbs mulighed for at fastholde en bestand med en naturlig reproduktion. Alle 5+ fisk (alder

Tabel 1. Udsatte snæbler i perioden 1987-1992 i vandløb som udmunder i Vadehavet.

	1987	1988	1989	1990	1991	1992	I alt
Varde Å	5.000	29.400	32.400	21.200	29.000	105.000	222.000
Sneum Å	0	47.500	23.600	10.200	25.000	72.500	178.800
Kongeå	0	20.000	22.200	10.200	41.000	45.000	138.400
Ribe Å	27.500	90.800	131.800	64.800	0	0	314.900
Brede Å	3.000	62.000	77.000	44.500	42.000	60.000	288.500
Vidå	30.500	189.000	99.000	68.500	58.000	154.000	599.000
I alt	66.000	438.700	386.000	219.400	195.000	436.500	1.741.600

mellem 5 og 6 år) og yngre som er registreret ved undersøgelserne i 1998, er resultatet af fiskenes naturlige gydning i vandløbene. I Ribe Å er alle 7+ fisk (alder mellem 7 og 8 år) og yngre et resultat af en naturlig reproduktion.

- *Vandløb med snæbler uden udsætning*
I Brøns Å og Rejsby Å er der registreret enkelte fisk selv om der ikke er udsat snæbelyngel. Det kan ikke afgøres om de registrerede fisk kommer fra andre vandsystemer, eller om der finder en lille naturlig reproduktion sted i vandløbene. Imidlertid er forholdene i Brøns Å forbedret væsentligt i forhold til tidligere, så det kan ikke afvises at der nu er en naturlig reproduktion i Brøns Å.
- *Vandløb med udsætninger, men uden selvreproducerende bestande*
I Sneum Å og Kongeåen er der udsat et stort antal yngel (Tabel 1). Udsætningerne gav i løbet af få år anledning til en stor bestand som faldt drastisk efterhånden som de udsatte fisk døde af naturlige årsager. Ved de seneste undersøgelser (1998) blev der registreret en bestand af store fisk som sandsynligvis stammer fra de tidligere yngeludsætninger. Det kan imidlertid ikke afvises at der finder en lille naturlig reproduktion sted i Sneum Å, men det vil næppe være nok til at fastholde en egentlig bestand under de nuværende forhold.
- *Vandløb med genskabte, selvreproducerende bestande*
I Varde Å, Ribe Å og Brede Å er der ligeledes udsat et stort antal yngel (Tabel 1). Udsætningerne gav anledning til store bestande i de år der blev udsat fisk, og i årene umiddelbart efter at udsætningerne ophørte. Ved den seneste undersøgelse kunne det konstateres at disse vandløb stadig har en stor bestand. I Ribe Å er der nu en stabil naturlig reproduktion som har givet anledning til en mindre gydebestand. I Varde Å og Brede Å finder der en reproduktion sted, men det vides ikke om en egentlig bestand kan fastholdes.
- *Vandløb hvor der er genskabt stabile, selvreproducerende bestande*
Vidå er eneste vandløb hvor snæbeludsætningerne har givet anledning til en stor produktion af ungfisk. Forholdene for snæblens reproduktion i Vidå er tilsyneladende bedre end i de øvrige vandløb, hvilket kan forklare hvorfor Vidå var det eneste vandløb der havde en snæbelbestand før de første udsætninger. En sandsynlig forklaring på dette er at Vidå gennemstrømmer Magisterkøgen og Rudbøl

Tabel 2. De seneste beregnede eller vurderede bestandsstørrelser i Vadehavsområdets otte største vandløb. Undersøgelserne er udført af Ribe og Sønderjyllands Amter samt Danmarks Fiskeriundersøgelser (D.F.U.). *I 1998 kunne bestanden ikke beregnes ved fangst-genfangst metoden.

	Beregnet ved fangst-genfangst metoden, seneste undersøgelse			Undersøgelsen er udført af:	Vurderet eller beregnet ved anden metode		Udført af:
	Bestand	Usikkerhed	År		Bestand	År	
Varde Å	783	200 – 1366	1997*	Ribe Amt	-	-	-
Sneum Å	171	35 – 314	1998	Ribe Amt	-	-	-
Kongeå	-	-	-	-	< 100	1998	Ribe Amt
Ribe Å	1650	745 – 2554	1998	Ribe Amt	-	-	-
Rejsby Å	-	-	-	-	< 25	1990	Sdr. Jyllands Amt
Brøns Å	36	31 – 43	1995	D.F.U.	< 50	1990	Sdr. Jyllands Amt
Brede Å	2060	2060 – 3165	1995	D.F.U.	500-1000	1998	Sdr. Jyllands Amt
Vidå	3000	2000 – 3800	1995	D.F.U.	5000-10000	1998	Sdr. Jyllands Amt

Sø som de neddriftende snæbellarver har mulighed for at bruge som opvækstområde i de første måneder.

6 Bevaringsforanstaltninger

Foruden genetablering af bestandene har Ribe og Sønderjyllands amter gennemført mange miljøforbedrende tiltag, bl.a. gensnoning af vandløb, ombygning af impassable spærringer og forbedring af vandkvaliteten så gydeområdernes kvalitet optimeres. Desuden er der gennemført fiskerireguleringer så bifangstdødeligheden er mindsket.

6.1 Passageforholdenes og dambrugenes betydning

I forhold til ørreden og laksen mangler snæblen evnen til at kunne passere mindre opstemninger ved at springe over eller ved at passere gennem fisketrappe. Den eneste form for fiskepassage snæblen med sikkerhed kan passere, er stryg med stor vandføring. Stryg er anlagt ved en del opstemninger, men er kun etableret ved få dambrugsopstemninger hvor spærringer i flere vandløb giver begrænsninger i snæblens muligheder for at finde egnede gydeområder.

En naturlig reproduktion i vandløb med mange dambrug eller hvor dambrugene er placeret i den nederste del af vandsystemerne, vil primært afhænge af egnede passagemuligheder (omløbsstryg) over stemmeværkerne. Imidlertid vil en stor del af de neddriftende snæbellarver ende i dambrugenes fødekanaler og hermed gå tabt i fiskedamene da det næppe er teknisk muligt at afgitre så snæbellarverne (10-12 mm) ikke kan passere. Derfor vil det næppe være muligt at genskabe en selvreproducerende snæbelbestand i vandløb hvor de primære gydepladser ligger opstrøms et eller flere dambrug.

Det vurderes derfor at være af afgørende betydning for etablering og fastholdelse af naturlige snæbelbestande i Sneum Å og Kongeåen at der etableres passageforhold til de øvre dele af vandsystemerne. Det er ligeledes en forudsætning at de nyklækkede larvers mulighed for nedstrøms passage ved dambrugene sikres. Med hensyn forbedring af bestandens forhold i Ribe Å systemet er det vigtigt at der etableres passageforhold ved Ribe by så de velegnede gyde- og opvækstområder i Ribe Østerå bliver tilgængelige.

Tilsvarende vil etablering af passageforhold ved Sig Fiskeri og Ansager stemmeværk medføre at gydområderne i yderligere ca. 30% af Grindsted-Varde Å gøres tilgængelige, samtidig med at Karlsgårde Sø vil kunne fungere som opvækstområde for snæbelynglen de første måneder.

I Rejsby Å er der frie passageforhold for snæblen, men vandløbskvaliteten og vandkvaliteten er formentlig for dårlig til, at der kan etableres en selvreproducerende bestand.

I Brøns Å er der ingen spærringer, efter at opstemningen ved Brøns Dambrug er fjernet og omdannet til et stryg, hvorved snæblen har fået adgang til bedre gydeområder. Dette kan være medvirkende til at der etablerer sig en lille selvreproducerende bestand.

I Brede Å er der i forbindelse med omfattende vandløbsrestaureringer skabt frie passageforhold for snæblen i hele åens forløb. Sammen med genslyngning af åen har dette skabt mulighed for at der kan etablere sig en selvreproducerende bestand i takt med at bl.a. vandløbsvegetationen bliver bedre udviklet.

I Vidå systemet er der etableret frie passageforhold i hele den del af Grønå hvor snæblen gyder, og som rummer langt størstedelen af bestanden i Vidå systemet. I Vindtved Kanal er der også frie passageforhold, mens der i Sønderå findes en fisketrappe ved Rens Dambrug som snæblen ikke kan passere. I selve Vidå hvor der kun sker gydning i mindre omfang, er der en fisketrappe i forbindelse med en opstemning i Tønder by. Etablering af et omløbsstryg her vil kunne give adgang til lange gydestrækninger i Vidå, Arnå og Hvirlå.

6.2 Gydeområder

Da snæblen gyder sine klæbrige æg direkte ud i vandet, er det nødvendigt at der i gydeområderne findes undervandsplanter, bredplanter, sten, grus, mv. som æggene kan sidde fast på hele vinteren. Æggene klækkes i begyndelsen af foråret, og det er derfor også nødvendigt at der ikke er for stor en sandtransport og aflejring af okker på vandløbsbunden og vandplanterne i løbet af vinteren. Da gydningen sker i gydegrupper, dvs. med en hun omgivet af hanner, er det i øvrigt nødvendigt at vandløbet har en vis størrelse med en tilpas stor vandløbsbredde og vanddybde.

En stor del af gydeområderne er præget af sandvandring, hvilket bl.a. har den virkning at steder med grus- og stenbund sander til, og at der kun er få vandplanter ude i åen om vinteren. Den bløde og ustabile bund begunstiger således en række plantearter som visner væk i løbet af vinteren, bl.a. enkelt pindsvineknop. En del af gydeområderne er også noget belastet med opløst jern og aflejringer af okker om vinteren. Forbedringerne af gydeområderne for snæblen er derfor sket både med hensyn til vandløbskvalitet og vandkvalitet. De fysiske og vegetationsmæssige forbedringer er sket ved genslyngning af lige strækninger, skånsom vedligeholdelse og etablering af sandfang, mens vandkvaliteten er søgt forbedret gennem nedsættelse af belastningen med okker og spildevand.

Ved genslyngning af vandløbsstrækninger er der skabt mere varierende strøm- og bundforhold, og i forbindelse med genslyngningerne er der som regel også etableret steder med grus- og stenbund. Gennem en skånsom vedligeholdelse er det søgt bl.a. at efterlade mest muligt af bredvegetationen, hvilket er med til at indsnævre åløbet så de fysiske forhold bliver mere varierede og undervandsvegetationen bedre udviklet. De fleste af gydeområderne har dog stadigvæk kun få undervandsplanter om vinteren og en ret stor sandtransport. På enkelte af gydestrækningerne er sandtransporten dog blevet nedsat gennem etab-

lering af sandfang. Med hensyn til nedsættelse af okkerbelastningen er dette bl.a. sket gennem en skånsom vedligeholdelse af tilløbene og etablering af vådområder i disse. Forekomsten af okker er dog stadig et problem på enkelte gydestrækninger, mens spildevand nok ikke mere er af væsentlig betydning for gydeområdernes funktionsdygtighed.

Med hensyn til de gennemførte forbedringer af gydeområderne i de enkelte vandløb henvises til Bilag 1 og 2, hvor vandløbene i de to amter er nærmere omtalt.

6.3 Fiskerimæssige forhold

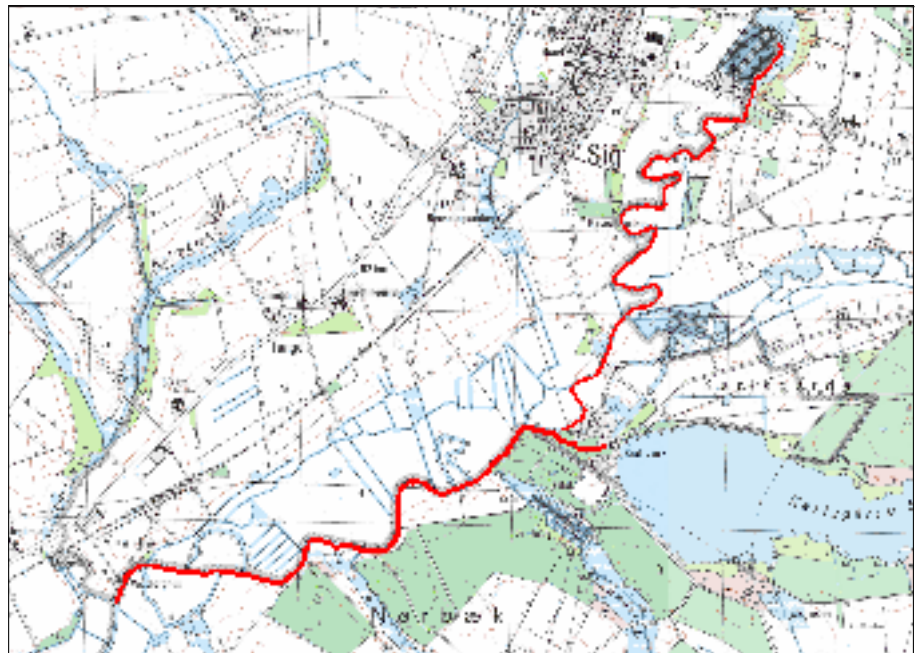
Da snæblen er totalfredet, fiskes der ikke direkte efter den, men den fanges som en uønsket 'bifangst' af lystfiskerne i vandløbene og af redskabsfiskerene i Vadehavet.

I forbindelse med fredningstiderne i Vadehavsområdets vandløb (1. november - 31. marts) er lystfiskernes fangst af snæbel reduceret til et beskedent antal da langt de fleste snæbler blev fanget i det tidlige forår (januar-marts) før de vandrede tilbage til Vadehavet.

Redskabsfiskernes fangst i Vadehavet er sandsynligvis også blevet mindre, men hvor stor betydning den nye fiskeriregulering i Vadehavet har på bifangsten af snæbel er vanskeligt at afgøre.

7 Litteratur

- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T.G., Rasmussen, G. & Saltveit 1989: Electrofishing Theory and practice with special emphasis on salmonids. - *Hydrobiologia* 173: 9-43.
- Danmarks Fiskeriundersøgelser 1997: Laksefiskene og fiskeriet i Vadehavsområdet. - Teknisk Rapport, DFU-rapport nr. 40-97, 40a-97 og 40b-97.
- Hansen, M. 1997: En lang næse til snæblen? - *Ferskvandsfiskeribladet* 12, 1997.
- Hvidt, C.B. & Christensen, I.G 1990: Træk af nordsøsnæblens (*Coregonus oxyrhynchus* L.) biologi i Vidå-systemet. - Upubliceret specialerapport fra Århus Universitet, 1990.
- Kjær, T.E. & Juhl, T.S. 1990: Aspekter i forbindelse med opdræt af den truede fiskeart nordsøsnæbel (*Coregonus oxyrhynchus* L.). - Upubliceret specialerapport fra Århus Universitet 1990.
- Pihl, S., Ejnæs, R., Søgaard, B., Aude, E., Nielsen, K.E. & Laursen, J.S. 2000: Naturtyper og arter omfattet af EF-Habitatdirektivet. Indledende kortlægning og foreløbig vurdering af bevaringsstatus. - Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU, nr. 322.
- Stoltze, M. & Pihl, S. (Red.) 1998: Rødliste 1997 over planter og dyr i Danmark. - Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser og Skov- og Naturstyrelsen.
- Stoltze, M. (Red.) 1998: Gulliste 1997. - Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser og Skov- og Naturstyrelsen.
- Sønderjyllands Amtsråd og Ribe Amtsråd 1988: Snæblen - en truet fiskeart.



Kort 1. Oversigt over den faste undersøgelsesstrækning i Varde Å.

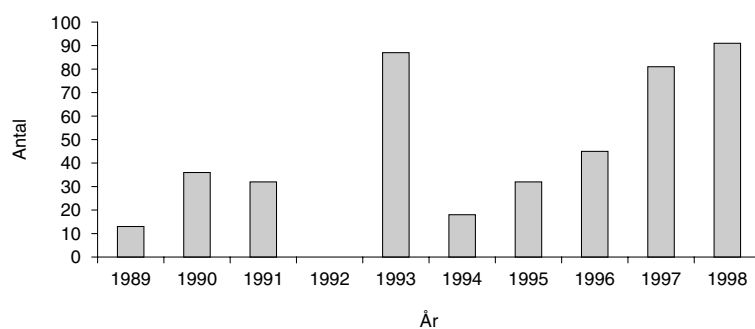
Bilag 1: Udviklingen i snæbelbestandene i Ribe Amt 1989-1998

Varde Å

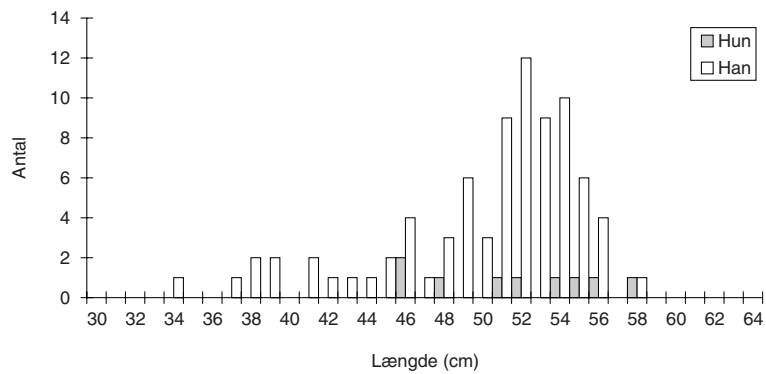
I Varde Å er snæblen udbredt fra Karlsgårde Værket til Ho Bugt, i Gl. Varde Å fra Sig Dambrug til Karlsgårde Værket og nedstrøms, samt i tilløbet Alslev Å nedstrøms Alslev Mølle Dambrug. Derimod er snæblen afskåret fra gydeområderne i den øvrige del af vandsystemet på grund af talrige spærringer.

Undersøgelserne blev i 1989 til 1996 foretaget på en ca. 3,2 km lang strækning fra Karlsgårde Værket til området ved Vagtborg, mens undersøgelserne fra 1997 er foretaget på en 3,4 km lang strækning i Gl. Varde Å fra Sig Fiskeri til Karlsgårde Værket. Enkelte år har der været fisket på begge strækninger, afhængig af vandstand m.m. (Kort 1).

Det varierende antal snæbler der er registreret i perioden frem til 1996, skyldes formentlig at fangsteffektiviteten varierer meget fra år til år af-



Figur 1. Registrerede snæbler i Varde Å ved elektrofiskeri på de faste vandløbsstrækninger 1989-1998.



Figur 2. Længdefordeling af registrerede snæbler i Varde Å 1998.

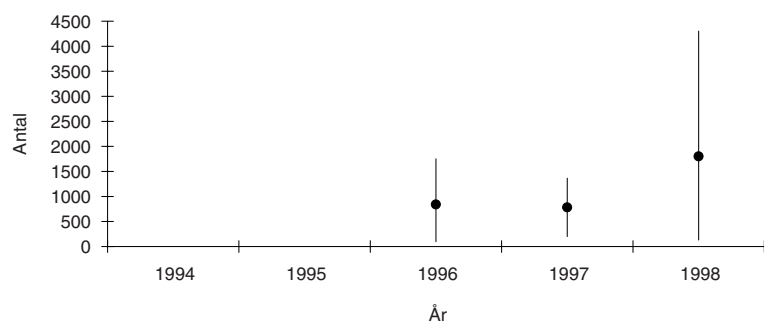
hængig af vandstanden på det tidspunkt da undersøgelserne fandt sted. Det har også betydning hvilke strækninger der har været fisket på. De seneste to år er der registreret knap 100 snæbler hvert år (Figur 1).

For at få et estimat over bestandsstørrelsen blev der fra 1996 og fremefter foretaget beregninger af den samlede gydebestand ved 'fangst-gefangst metoden'. Beregninger af den samlede gydebestand de seneste 3 år viser at bestanden tilsyneladende er stabil og består af omkring 1.000 gydefisk. Imidlertid er der meget stor usikkerhed på tallene da det har været vanskeligt at genfangne de mærkede snæbler (Figur 2).

Gydebestanden i Varde Å består i 1998 overvejende af fisk fra årgang 1990-1992, dvs. af fisk der sandsynligvis er resultatet af udsætningerne frem til 1992. Imidlertid blev der i den nedre del af Varde Å fanget en del ikke kønsmodne 1-2 år (0⁺ og 1⁺) fisk som kun kan stamme fra en naturlig produktion (Figur 3).

Aldersfordelingen i bestanden har ændret sig i løbet af 1990erne idet gydebestanden frem til 1996 var domineret af fisk der var yngre end 4-5 år. Denne udvikling skal formentlig ses i lyset af at den naturlige produktion af gydefisk er mindre end resultatet af de yngeludsætninger der blev foretaget frem til 1992 (Tabel 3).

Det skal dog fremhæves at ca. 32% af gydebestanden ved de seneste undersøgelser (1998) med sikkerhed kan tilskrives naturlig produktion, mens den resterende del både kan stamme fra udsætningerne og naturlig produktion (Tabel 3).



Figur 3. Beregning af gydebestanden i Varde Å med 95% sikkerhedsinterval.

Tabel 3. Udsatte fisk og fisk fra naturlig reproduktion i perioden 1989-1998. De gråtonede områder repræsenterer andelen af udsatte fisk, og de hvide områder er andelen af den naturlige reproduktion. Antallene er angivet i % af den samlede fangst. Fangsttidspunktet og fiskenes 'fødselsdage' er ikke sammenfaldende, derfor er fiskenes alder angivet som 0+, 1+, 2+ osv. (knap 1 år, knap 2 år, knap 3 år osv.).

Ribe/alder	0+	1+	2+	3+	4+	5+	6+	7+	8+	Naturlig reproduktion
1989	2	80	16	2	0	0	0	0	0	0%
1990	1	9	83	6	1	0	0	0	0	0%
1991	0	3	37	55	4	1	0	0	0	0%
1992	0	4	38	41	14	2	1	0	0	0%
1993	0	1	9	44	33	9	3	1	0	1%
1994	0	0	6	29	41	23	1	0	0	6%
1995	0	1	2	33	40	19	5	0	0	36%
1996	0	0	3	5	27	45	18	2	0	35%
1997	0	1,5	1	9	13	36	30	9	0,5	61%
1998	0	4	9	2	7,5	14,5	32,5	25	5,5	70%
Konge/alder	0+	1+	2+	3+	4+	5+	6+	7+	8+	
1989	17	83	0	0	0	0	0	0	0	0%
1990	2	3	84	11	0	0	0	0	0	0%
1991	0	2	38	51	8	1	0	0	0	0%
1992	0	2	36	38	18	6	0	0	0	0%
1993	0	3	14	43	21	14	4	1	0	0%
1994	0	0	26	31	26	17	0	0	0	0%
1995	0	0	0	32	45	18	5	0	0	0%
1996	0	0	0	3	28	44	19	6	0	0%
1997	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0%
1998	0	0	0	0	0	12	38	38	12	0%
Sneum/alder	0+	1+	2+	3+	4+	5+	6+	7+	8+	
1989	43	57	0	0	0	0	0	0	0	0%
1990	3	11	79	7	0	0	0	0	0	0%
1991	0	9	41	49	1	0	0	0	0	0%
1992	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0%
1993	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0%
1994	0	0	37	28	28	7	0	0	0	0%
1995	0	0	14	60	24	2	0	0	0	0%
1996	0	0	0	24	42	29	5	0	0	0%
1997	0	0	0	0	47	37	11	5	0	0%
1998	0	0	0	0	17	33	33	17	0	17%
Varde Å/alder	0+	1+	2+	3+	4+	5+	6+	7+	8+	
1989	0	15	77	8	0	0	0	0	0	0%
1990	3	16	54	22	5	0	0	0	0	0%
1991	0	25	38	31	4	2	0	0	0	0%
1992	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0%
1993	0	25	11	14	18	16	10	6	0	0%
1994	0	0	70	18	12	0	0	0	0	0%
1995	0	6	6	38	38	12	0	0	0	6%
1996	0	0	4	9	60	16	11	0	0	4%
1997	0	3	3	2	13	33	41	3	2	8%
1998	0	7	5	5	15	31	30	6	1	32%

Vurdering af snæblens bevaringsstatus i Varde Å

Under de nuværende forhold er der etableret en selvreproducerende snæbelbestand i Varde Å. Om bestanden kan fastholdes uden sup-

plerende udsætninger er vanskeligt at vurdere på nuværende tidspunkt.

Den største hindring for etablering af en stor bestand er sandsynligvis at de neddriftende ungfisk føres for hurtigt ud i Vadehavet uden de får mulighed for at finde stillestående lavt vand der er helt nødvendigt for deres overlevelse. Kan der skabes passage forbi Ansager Stemmeværk, er det meste af Grindsted Å og Holme Å åbent som gydeområde, og snæbelynglen kan bruge Karlsgårde Sø som opvækstområde de første måneder.

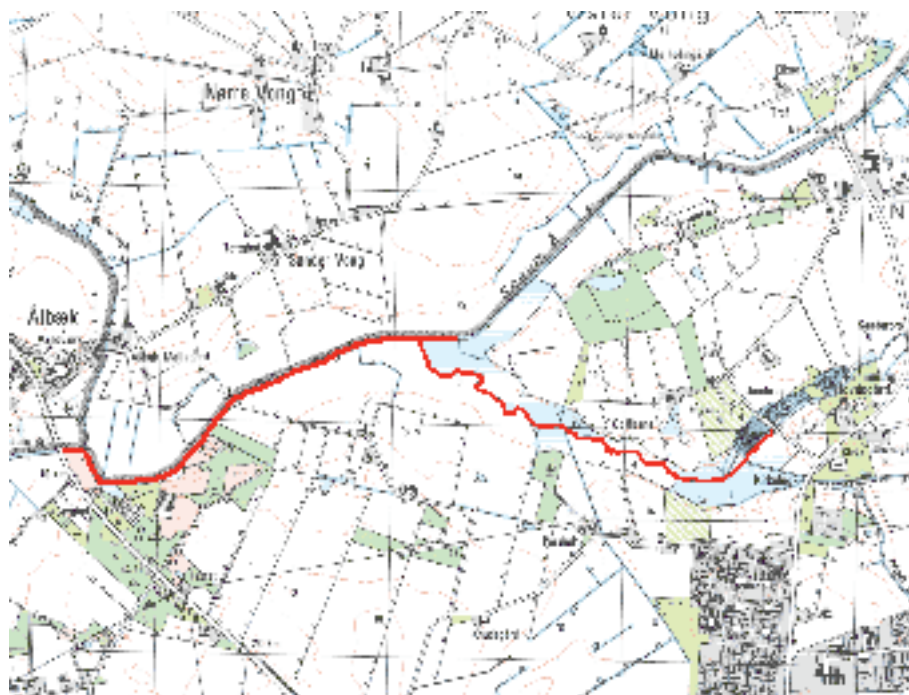
Den planlagte etablering af temporære vinteroversvømmede enge i den nederste del af Varde Å, også kaldet 'operation engsnarer', kan være en fordel for snæblen da det vil være medvirkende til at forøge ynglens opvækstpladser.

Sneum Å

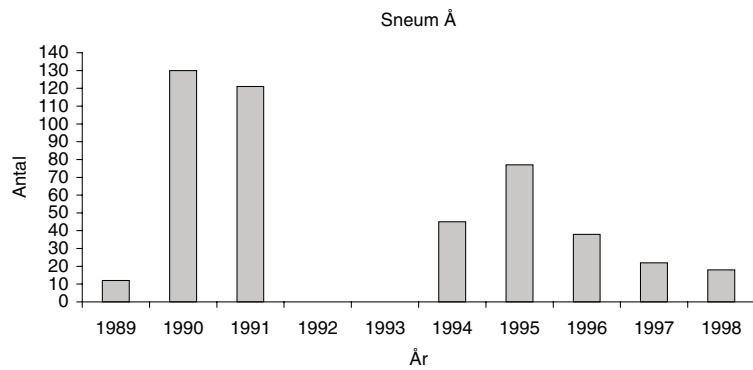
I Sneum Å findes snæblen i dag fra Sneum Sluse til Endrup Dambrug hvor stemmeværket udgør en total spærring. I tilløbet Bramming Å findes snæblen kun i den nederste kilometer af vandløbet indtil stemmeværket ved Bramming Fiskeri.

Undersøgelserne i Sneum Å blev fra 1989 til 1991 foretaget ved elbefiskning på en 1,8 km lang strækning fra betonstyrtet ved Størsbøl Bæk til landevejsbroen ved Ålbæk. Fra 1994 og fremefter blev undersøgelserne foretaget på en 2 km lang strækning i den nedre del af Bramming Å, fra stemmeværket ved Bramming Fiskeri til udløbet i Sneum Å (Kort 2).

Resultatet af elektrobefiskningerne på de faste strækninger kan således



Kort 2. Oversigt og den faste undersøgelsesstrækning i Sneum Å.



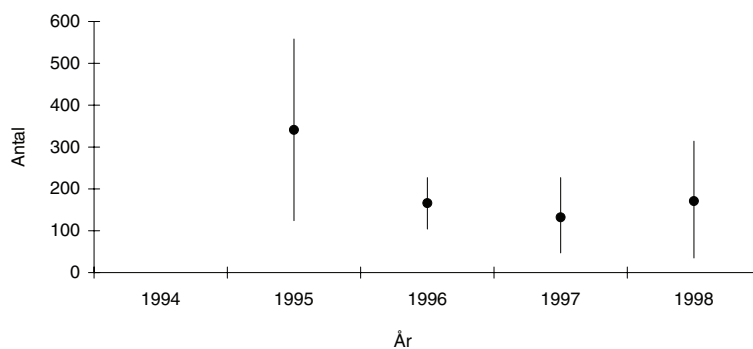
Figur 4. Registrerede snæbler ved elektrofiskeri på de faste vandløbsstrækninger i Sneum Å 1989-1998.

ikke sammenlignes direkte da der har været fisket på forskellige strækninger (Figur 4).

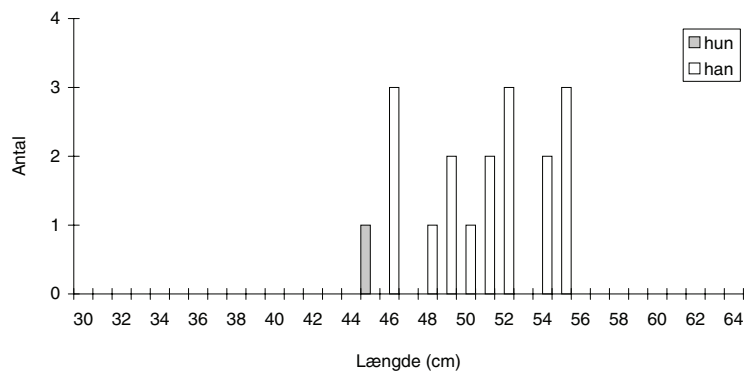
De første år snæbelbestanden blev undersøgt i Sneum Å, blev der registreret et stort antal fisk ved betonstyrtet ved Størsbøl Bæk og ved betonstyrtet i Bramming Å. De to betonstyrte udgjorde en total spærring og gav anledning til en unaturlig koncentration af fisk neden for styrtene. Styrtene blev ombygget til stryg i 1991, og herefter kunne snæblerne vandre opstrøms til de blev stoppet ved næste stemmeværk.

Fra 1995 er der hvert år foretaget beregning af den samlede gydebestand ved 'fangst-genfangst metoden'. Beregning af gydebestandens størrelse fra 1995 til 1998 viser at bestanden er forholdsvis lille, men stabil eller måske svagt faldende. Den samlede gydebestand vurderes til ca. 200 fisk (Figur 5).

Gydebestandens struktur og aldersfordeling har været undersøgt siden 1989. Længdefordelingen af de fangede fisk i 1998 fremgår af Figur 6. Manglen på yngre gydefisk tyder på at den naturlige reproduktion har manglet eller er yderst begrænset. Næsten hele den nuværende (1998) bestand stammer således fra 1992 eller før og er sandsynligvis et resultat af de udsætninger der fandt sted i perioden 1987-1992 (Tabel 3).



Figur 5. Beregning af gydebestanden med 95% sikkerhedsinterval i Sneum Å.



Figur 6. Længdefordeling af registrerede snæbler i Sneum Å i 1998.

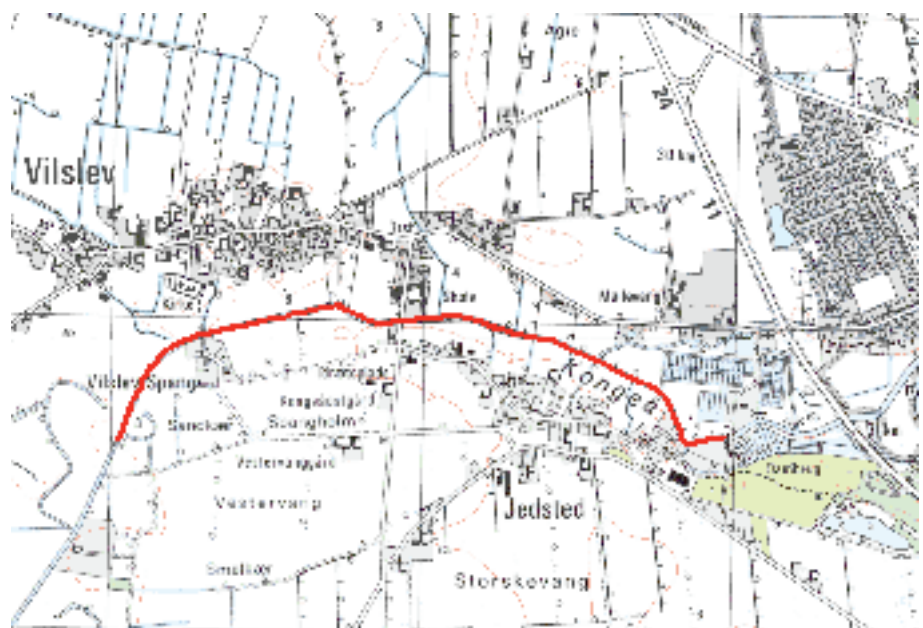
Vurdering af snæblens bevaringsstatus i Sneum Å

Det er ikke sandsynligt at der kan opretholdes en bestand i Sneum Å under de nuværende forhold. Det største problem er sandsynligvis at de nyklækkede ungfisk føres for hurtigt ud i Vadehavet.

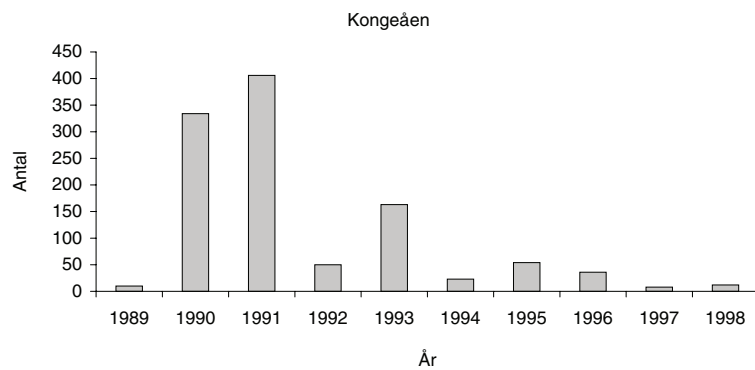
Det er vanskeligt at foreslå en løsning på dette problem. Etablering af vinteroversvømmede enge i den nederste del af Sneum Å eller etablering af et eller flere sandfang kan give en forøget overlevelse af ynglen. Imidlertid vil de store passageproblemer for både gydefisk og neddriftende yngel ved dambrugene i Sneum Å og i Bramming Å være begrænsende for at skabe en selvreproducerende bestand.

Kongeaen

I Kongeaen kunne snæblen tidligere ikke komme længere op i vandløbet end til stemmeværket ved Jedsted Mølle, ca. 6 km fra udløbet i Vadehavet, men i efteråret 1995 blev der etableret et omløbsstrøg ved dambruget. Efterfølgende undersøgelser har vist at snæblerne kan passere



Kort 3. Oversigt over den faste undersøgelsesstrækning i Kongeaen.



Figur 7. Registrerede snæbler ved elektrofiskeri i Kongeåen på faste vandløbsstrækninger.

stryget og således nu har fri adgang til de næste 20-25 km af Kongeåen til stemmeværket ved Nielsby Dambrug.

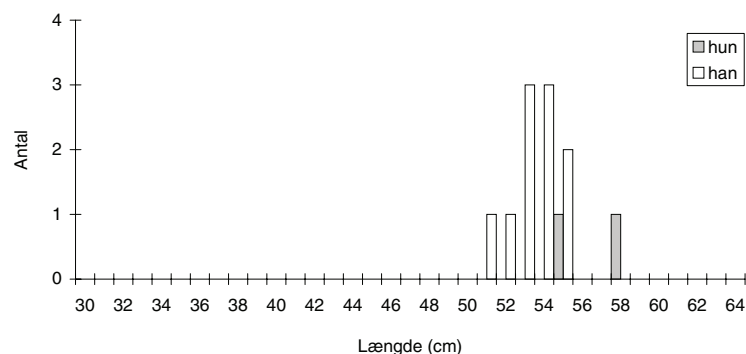
Bestandsundersøgelserne er i Kongeåen foregået ved elfiskeri på den samme strækning hvert år, fra Jedsted Mølle til nedstrøms Vilslev Spang, ca. 3,5 km fra Kongeåslusen (Kort 3).

I 1994 og fremover er det forsøgt at lave bestandsestimater ved fangstfangst metoden, men der er hvert år genfanget for få fisk til at man med rimelig sikkerhed kan beregne bestandstørrelsen.

De første år (1990-1993) blev der registreret forholdsvis mange fisk (ca. 400) på forsøgsstrækningen. De store svingninger i den samlede fangst fra år til år kan formodentlig tilskrives en varierende fangsteffektivitet afhængig af vandstanden på undersøgelsestidspunktet (Figur 7).

De senere år er der på samme strækning kun registreret få fisk (8-54 individer) også under forhold hvor der blev elektrofisket med høj effektivitet. En del af forklaringen er at snæblerne har vandret opstrøms gennem omløbsstryget ved Jedsted Mølle (fra 1995), men det skyldes også at bestanden er blevet væsentligt mindre siden udsætningerne stoppede i 1992.

Gydebestandens struktur og aldersfordeling har været undersøgt løbende, men da der de senere år kun er fanget få fisk, er datagrundlaget begrænset. Størrelsesfordelingen i 1998 fremgår af Figur 8, og bestan-



Figur 8. Længdefordeling af registrerede snæbler i Kongeåen i 1998.

den bestod udelukkende af ældre fisk fra 1992 eller før. Manglen på yngre gydefisk tyder derfor på at den naturlige reproduktion mangler eller er yderst begrænset (Tabel 3).

Vurdering af snæblens bevaringsstatus i Kongeåen

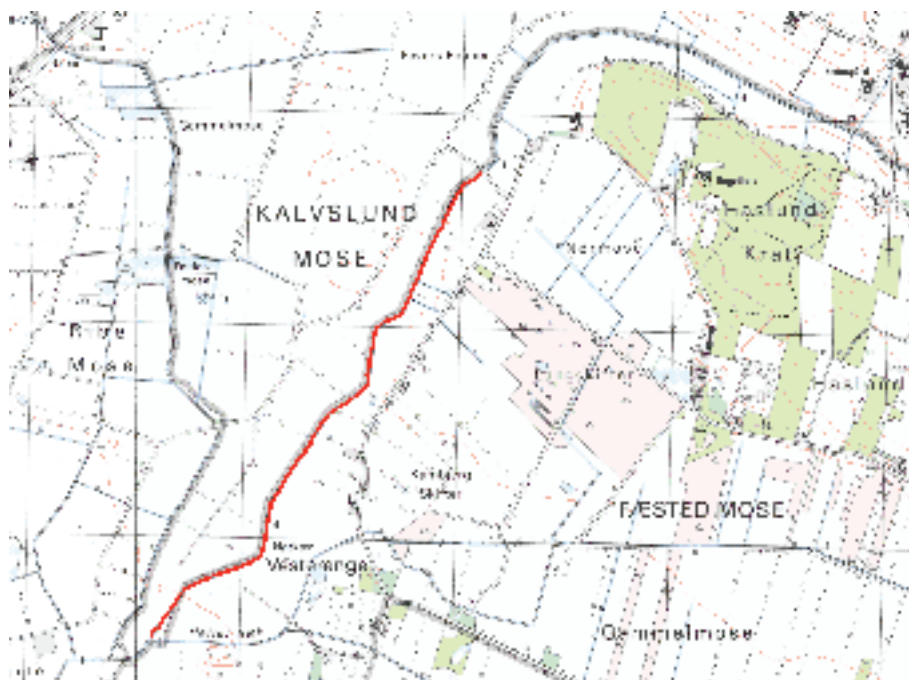
I Kongeåen er snæblen stort set forsvundet igen. De eneste fisk der ses, er formentlig de sidste overlevende fra udsætningerne først i 1990erne eller strejfer fra andre vandsystemer.

Årsagen til at snæblen har klaret sig så dårligt i Kongeåen er sandsynligvis at de mange spærringer har afskåret snæblen fra egnede gydepladser. Etablering af fiskepassager ved dambrugene vil ikke alene løse problemet da ynglen så vil føres ind i dambrugenes fødekanaler og hermed ind i dammene hvor de vil gå tabt. Endvidere er det et problem at de nyklækkede ungfisk føres for hurtigt ud i Vadehavet, i lige så stort omfang som i Sneum Å.

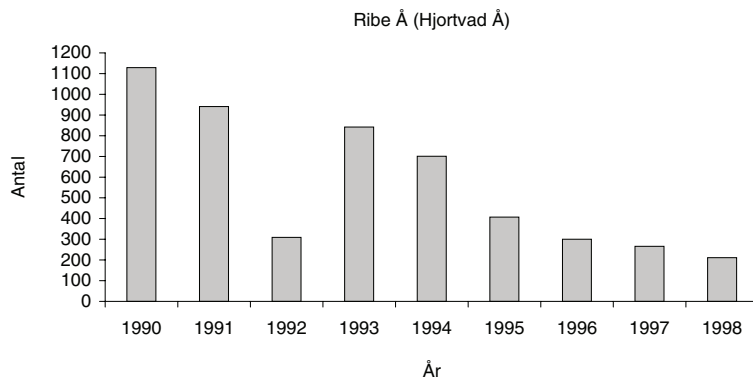
Det kan derfor konkluderes at en selvreproducerende snæbelbestand ikke kan opretholdes i Kongeåen under de nuværende forhold. Hvis man ønsker en fremtid for snæblen i Kongeåen, skal problemerne ved op- og nedstrøms passage ved dambrugene løses, eller bestanden vedligeholdes ved udsætninger.

Ribe Å (Hjortvad Å)

I Ribe Å kan snæblen ikke komme længere opstrøms end til Ribe By, hvor stemmeværker forhindrer fortsættelse til de opstrømsliggende dele af vandsystemet. I tilløbet Hjortvad Å har snæblerne derimod uhindret adgang til det meste af vandløbet. Undersøgelser i både Ribe Amt og



Kort 4. Oversigt og den faste undersøgelsesstrækning i Hjortvad Å.



Figur 9. Registrerede snæbler ved elektrofiskeri i Ribe å (Hjortvad å) på faste vandløbsstrækninger 1989-1998.

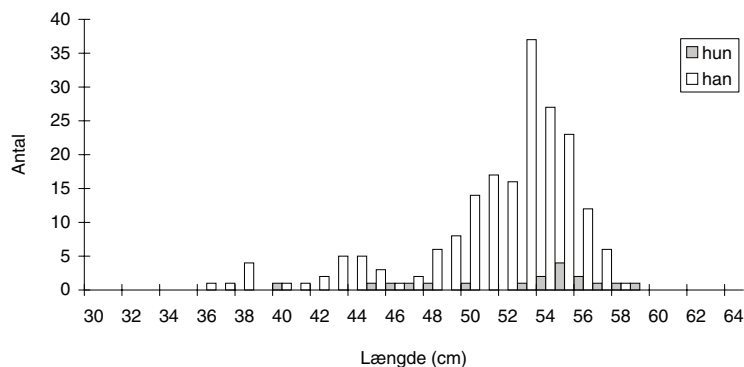
Sønderjyllands Amt har vist at vandløbets størrelse (bredde og vandføring) er afgørende for hvor langt snæblen vil gå op. Kun undtagelsesvis er der registreret snæbler længere opstrøms end ved Kalvslund bro, ca. 10 km fra udløbet i Ribe Å. På dette sted har vandløbet en bundbredde på ca. 6 m.

Snæbelbestanden er efter at udsætningerne stoppede i 1990, blevet undersøgt ved elektrofiskeri på nogle faste strækninger i Ribe Å og Hjortvad Å. Strækningerne i Ribe Å blev efter de første år skønnet uegnet og opgivet så kun den ene 2,6 km lange strækning i Hjortvad Å har været undersøgt siden 1990 (Kort 4).

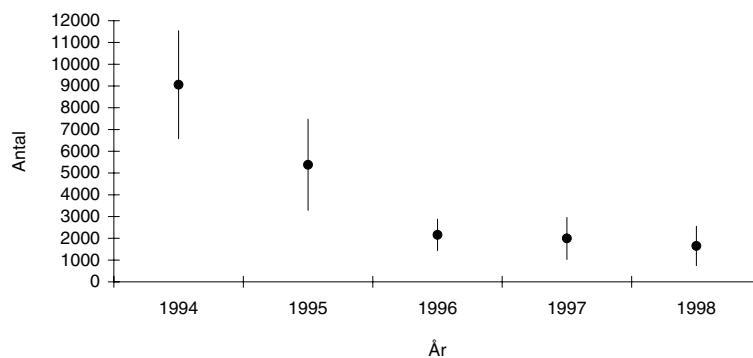
På den faste forsøgsstrækning i Hjortvad Å blev undersøgelserne foretaget ved at elektrofiske strækningen tre gange med ca. en uges mellemrum, fra sidste uge i november til første uge i december.

Først i 1990'erne blev der årligt registreret ca. 1.000 snæbler på forsøgsstrækningen. Midt i 1990'erne begyndte antallet at mindske betydeligt, i 1995 blev der registreret ca. 400 snæbler, i 1996 ca. 300 snæbler og i 1997-1998 ca. 200-300 snæbler (Figur 9). Størrelsesfordelingen i slutningen af 1990'erne fremgår af Figur 10.

Den naturlige reproduktion i vandløbet har ikke kunnet opretholde den store population der var opbygget gennem udsætningerne i 1986-1990. Ved 'fangst-genfangst' metoden blev den samlede bestand beregnet til



Figur 10. Længdefordeling af registrerede snæbler i Ribe å (Hjortvad å) i 1998.



Figur 11. Beregning af gydebestanden med 95% sikkerhedsinterval.

ca. 10.000 fisk i 1990 og 9.000 fisk i 1994. Efterhånden som de udsatte snæbler døde af naturlige årsager, faldt den samlede population betydeligt indtil 1996-1998 hvor bestanden muligvis er ved at stabilisere sig på ca. 1.500 fisk (Figur 11).

Gydebestandens struktur og aldersfordeling har været undersøgt løbende siden 1990. I 1991 bestod gydebestanden af yngre fisk, de fleste på 3-4 år, men enkelte ældre. Denne bestandsstruktur ændrede sig efter nogle år således at bestanden i 1994-1995 primært bestod af fisk på 4-6 år med kun en lille procentdel yngre fisk. I 1998 var derimod alle aldersgrupper repræsenteret i gydebestanden, men den har stadig en lidt skæv aldersstruktur med hovedvægt på gamle fisk fra årgang 1990-1993 (Tabel 3).

Imidlertid kan ca. 70% af gydebestanden ved de seneste undersøgelser (1998) tilskrives en naturlig produktion, mens den resterende del både kan stamme fra udsætningerne og fra en naturlig produktion (Tabel 3).

Vurdering af snæblens bevaringsstatus i Ribe Å

I Ribe Å-systemet er der nu etableret den største bestand i Ribe Amt. Gydepladserne er beliggende på en ca. 10 km lang strækning af tilløbet Hjortvad Å. Årsagen til at snæblen reproducerer sig i Ribe Åsystemet er formodentligt at der for år tilbage blev etableret et stort sandfang i den nederste del af Hjortvad Å. Sandfanget forhindrer de neddriftende snæbellarver i at blive ført ud i Vadehavet for tidligt og fungerer desuden som opvækstområde de første måneder.

Hvis der kan skabes passage over stemmeværkerne i Ribe By er forholdene mindst lige så gode i Ribe Å som i Vidåen da der opstrøms Ribe By er store arealer med rørsump og vinteroversvømmede engarealer.

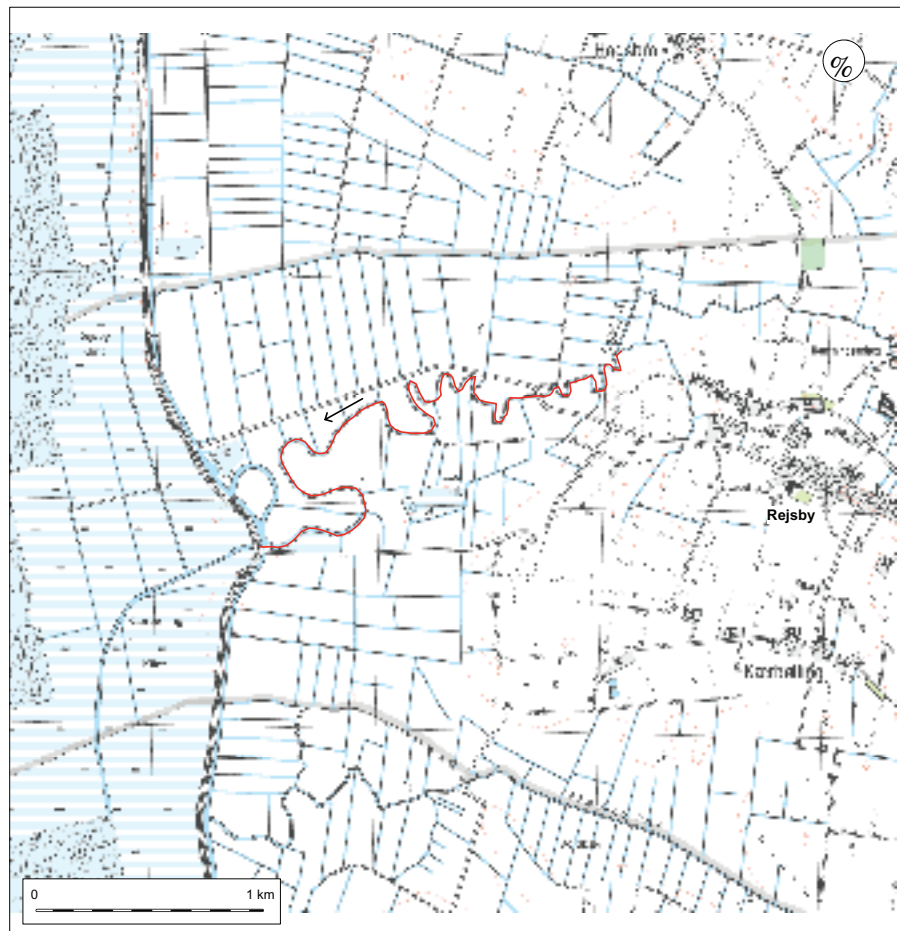
Bilag 2: Udviklingen i snæbelbestandene i Sønderjyllands Amt 1989-1998

Rejsby Å

Undersøgte strækninger og bestandsstørrelse

Rejsby Å er kun undersøgt i december 1990 hvor de nederste 3,8 km blev gennemfisket én gang (Kort 5). Åen er på denne strækning naturligt slynget med et jævnt fald og en sandet vandløbsbund. Der blev fanget i alt 9 snæbler hvoraf 5 var kønsmodne fisk på 3 år, mens de øvrige 4 fisk var 2 år. De fleste snæbler blev fanget på den nederste del af strækningen, og der blev ikke fanget nogen på den øverste del.

Der var således et meget lille antal gydemodne snæbler i åen, men der var sandsynligvis kun tale om fisk der tilfældigt var svømmet op i åen. Rejsby Å forekommer ikke særlig egnet som gydevandløb for snæblen på grund af en ensartet og blød sandbund hvor der ikke vokser ret meget vegetation om vinteren. Desuden er vandet lidt uklart og noget okkerholdigt om vinteren. Åen er formentlig fysisk for lille og med en for dårlig vandkvalitet om vinteren til at kunne blive et fast gydevandløb for snæbler. Der er da heller aldrig udsat snæbelyngel i åen.



Kort 5. Rejsby Å med den 3,8 km lange strækning, som er gennemfisket i december 1990.

Konklusion

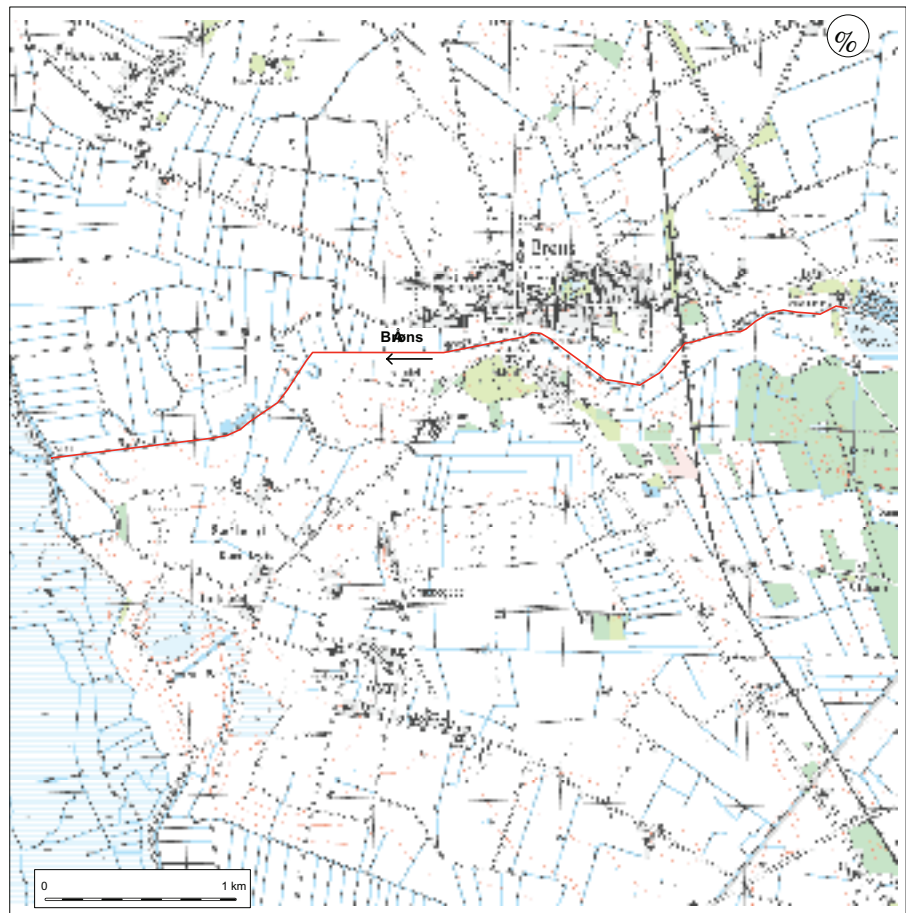
Der har sandsynligvis ikke været nogen fast gydebestand af snæbler i Rejsby Å da vandløbskvaliteten har været for dårlig. Forekomst af snæbler skyldes formentlig at disse tilfældigt svømmer op i åen.

Brøns Å

Undersøgte strækninger og bestandsstørrelse

Tidligere kunne snæblen kun komme ca. 5 km op i åen indtil Brøns Forsøgsdambrug hvor der fandtes en opstemning og en fisketrappe af kammertypen som snæblen ikke kunne passere (Kort 6). I 1998 er dambruget nedlagt, og opstemningen ved dambruget er udjævnet til et langt stenstryg, så der nu er skabt frie passageforhold for snæblen. Desuden er åen genslynget nedstrøms stryget over en 1 km lang strækning.

Der er gennemført undersøgelser i december 1990 hvor en strækning på 2,9 km fra Brøns Forsøgsdambrug og nedstrøms er gennemfisket én gang. Ved undersøgelsen blev der fanget i alt 8 snæbler, heraf 6 kønsmodne på 3 år, mens de 2 resterende var 2 år. Fiskene blev fanget spredt på strækningen der havde et reguleret forløb med forholdsvis ensar-



Kort 6. Brøns Å med den 5 km lange strækning fra Brøns Forsøgsdambrug til Brøns Sluse. Der er i december 1990 foretaget en gennemfiskning af en 2,9 km lang strækning fra dambruget og nedstrøms, mens hele strækningen er gennemfisket i november-december 1995 og marts 1996.

tede fysiske forhold med sandbund og et jævnt fald. Der var næsten ingen vandplanter. Gydebestanden af snæbler forekom således at være meget lille, og det drejede sig muligvis om snæbler der tilfældigt var svømmet op i åen.

Desuden er der foretaget undersøgelser i forbindelse med kortlægningen af laksefiskene i Vadehavet hvor der i november-december 1995 og i marts-april 1996 er gennemført elbefiskning på strækningen mellem Brøns Forsøgsdambrug og Brøns Sluse. Desuden er der foretaget rusefangst ved Brøns Sluse for at fange mærkede fisk (Danmarks Fiskeriundersøgelser 1997). På de 3 undersøgelsesdage i november-december blev der kun fanget i alt 24 snæbler, hovedsagelig på den øverste del af strækningen. Der foreligger ikke nogen data om aldersfordelingen af snæblerne. I perioden marts-april blev der fanget 21 snæbler hvoraf de 14 var mærket i november-december, og på baggrund af dette blev gydebestanden af snæbler beregnet til at være på 31-43 fisk, dvs. en meget lille bestand.

På de to undersøgelsestidspunkter forekom Brøns Å ikke at være særlig velegnet som gydevandløb for snæblen på grund af forekomsten af en ensartet sandbund og manglen på vandplanter. Efter at opstemningen ved dambruget er fjernet i 1998, har snæblen fået mulighed for at komme længere op i åen til bedre gydeområder. Desuden vil genslyngningen af åen være med til at forbedre gydemulighederne. Under alle omstændigheder har gydebestanden formentlig været meget lille gennem alle årene, hvilket sandsynligvis også gælder yngelproduktionen.

Konklusion

I perioden 1990-1995 har der været en lille snæbelbestand i Brøns Å, men i hvor høj grad disse stammer fra naturlig reproduktion i åen eller blot er snæbler fra andre vandløb er ikke kendt. I perioden 1996-1998 har bestanden sandsynligvis også været ret lille på grund af en forholdsvis dårlig vandløbskvalitet om vinteren. Gydemulighederne er blevet forbedret i slutningen af 1998 hvor opstemningen ved Brøns Forsøgsdambrug er fjernet, og en del af åen er genslynget.

Brede Å

Undersøgte strækninger

Brede Å var tidligere kanaliseret i hele sit forløb, og der fandtes enkelte spærringer som snæblen ikke kunne passere. I efteråret 1990 blev et betonstyrkt ved jernbanebroen i Bredebro derfor omdannet til et langt stenstryg som snæblen uhindret kunne passere, og et betonstyrkt ved Løgumkloster blev også udjævnet i efteråret 1991. I årene 1991-1997 er der i flere omgange foretaget genslyngninger af åen så den er blevet restaureret over sammenlagt 25 km hvorved snæblen har fået frie passageforhold i hele åens længde.

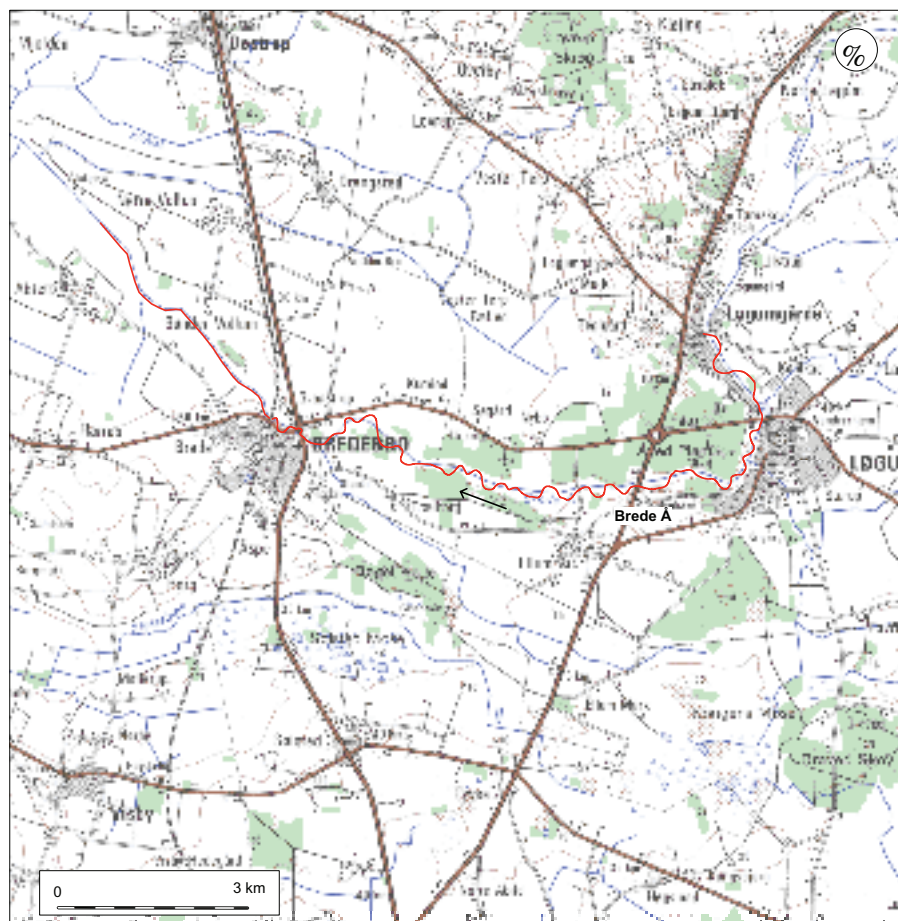
Forekomsten af spærringer har været bestemmende for på hvilke strækninger der er elfisket efter snæblen gennem årene. I 1989 er der således

elfisket på en ca. 4 km lang strækning nedstrøms det nævnte betonstyrt i Bredebro, i årene 1990-1992 over en ca. 7 km lang strækning fra Kolding-landevejen til Bredebro og i årene 1993-1998 fra Løgumkloster til Bredebro (kort 7). Sidstnævnte strækning, der nu er fast undersøgelsesstrækning, er gradvis blevet længere i takt med restaureringerne gennem årene, således fra 9,3 km i 1993 til 11,7 km i 1997 og 1998. Strækningen har udgjort hovedgydeområdet siden 1991, og der er kun registreret enkelte snæbler opstrøms ved orienterende befiskninger.

Bestandsstørrelse

I Tabel 4 er vist den samlede fangst af snæbler de enkelte år i perioden 1989-1998.

Yngeludsætningerne i Brede Å er foretaget i årene 1987-1992. I 1989 blev der kun fanget ikke-kønsmodne snæbler på 1 og 2 år, hvorefter der siden 1990 er registreret en bestand af kønsmodne snæbler. Denne bestand er udelukkende skabt på grundlag af udsætningerne idet der ikke var nogen bestand forinden. Som en følge af de massive udsætninger



Kort 7. Brede Å med de åstrækninger, der er undersøgt gennem årene 1989-1998. I 1989: 4 km nedstrøms Bredebro, 1991-1992: 7 km fra Kolding-landevejen til Bredebro og 1993-1998: 11,7 km fra Løgumkloster til Bredebro. Sidstnævnte er nu fast undersøgelsesstrækning. I øvrigt er der i 1997 og 1998 undersøgt 2,1 km mellem Løgumgårde og Løgumkloster. Befiskningerne de enkelte år er gennemført i slutningen af november eller begyndelsen af december.

Tabel 4. Fangsten af snæbel i Brede Å, 1989-1998.

Undersøgelsesår	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
Fangst af snæbler	16	319	328	323	604	294	380	234	249	139

var bestanden i fremgang i årene 1990-1993, mens den i årene 1994-1998 har været i langsom tilbagegang, også når der tages hensyn til forskellige fangsteffektiviteter de enkelte år på grund af uens vandstande. Tilbagegangen skyldes bl.a. at udsætningerne stoppede i 1992, og den naturlige yngelproduktion eller overlevelsen af denne yngel har ikke været stor nok til at kunne fastholde bestandsniveauet.

I Tabel 5 er der givet et skøn over størrelsesordenen af snæbelbestanden de enkelte år. Ved denne vurdering er der bl.a. taget hensyn til at fangsteffektiviteten har varieret mellem årene.

Snæbelbestanden har således været stigende indtil 1993, hvor den toppede med en bestand på i størrelsesordenen 3.000-4.000 fisk hvorefter bestanden har været faldende de følgende år for i 1998 at være på i størrelsesordenen 500-1.000 fisk.

Ved elbefiskningerne i november-december 1995 blev de fleste af snæblerne mærket. Desuden blev der ved undersøgelsen af laksefiskene i Vadehavet på samme tidspunkt mærket en del snæbler så der samlet blev mærket 384 snæbler. Ved elbefiskning og rusefangst ved Ballum sluse blev der efterfølgende i marts/maj 1996 fanget 51 snæbler, heraf 13 mærkede, hvorved gydebestanden af snæbler blev beregnet til at være på 2.060, og med 95% konfidensgrænser lå bestanden fra 955-3.165 (Danmarks Fiskeriundersøgelser 1997). Dette er i samme størrelsesorden som bestanden blev vurderet til på baggrund af elfiskeriet i november-december 1995. Ved elfiskeriet i november-december 1996 blev 26 af de mærkede snæbler fra 1995 genfanget, og på baggrund af forholdet mellem mærkede og umærkede snæbler blev gydebestanden beregnet til omkring 1.500, hvilket var i overensstemmelse med det skønnede på baggrund af elbefiskningerne.

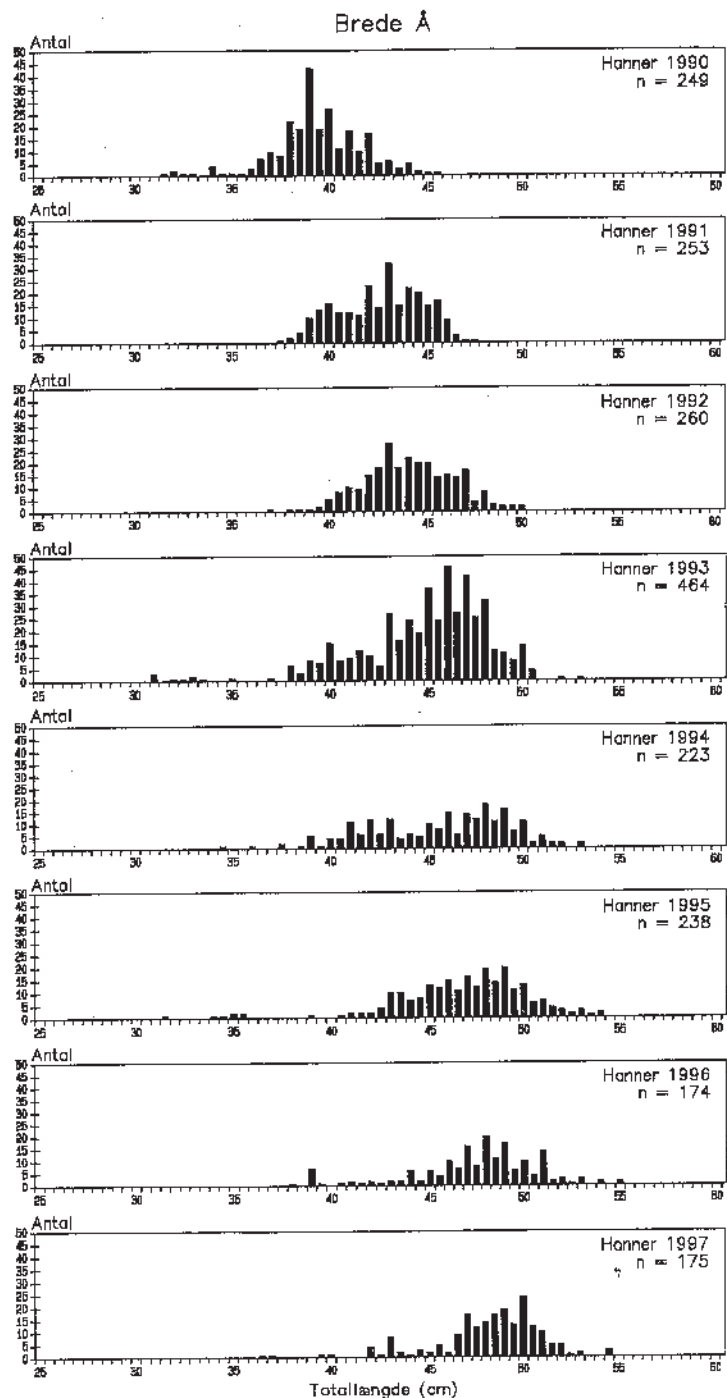
Sammenfattende kan det konkluderes at snæbelbestanden i Brede Å næppe har været større end 5.000 på noget tidspunkt i perioden 1989-1998, og at den i 1998 sandsynligvis var mindre end 1.000 individer.

Bestandsstruktur

Størrelsesfordelingen af snæblerne for henholdsvis hanner og hunner ved undersøgelserne i årene 1990-1997 er vist på Figur 12 og 13, mens fordelingen ved undersøgelserne i 1998 er vist på Figur 14. Det ses heraf, at aldersfordelingen har ændret sig gennem årene, så snæbelbestanden er kommet til at bestå af forholdsvis flere ældre fisk. De dominerende aldersgrupper var således snæbler på 3 år i 1990, 3 og 4 år i 1991-1992, 4 og 5 år i 1993, 4-6 år i 1994-1997 og 5-7 år i 1998.

Tabel 5. Skønnet størrelsesorden (x 1000) af snæbelbestanden i Brede Å, 1989-1998.

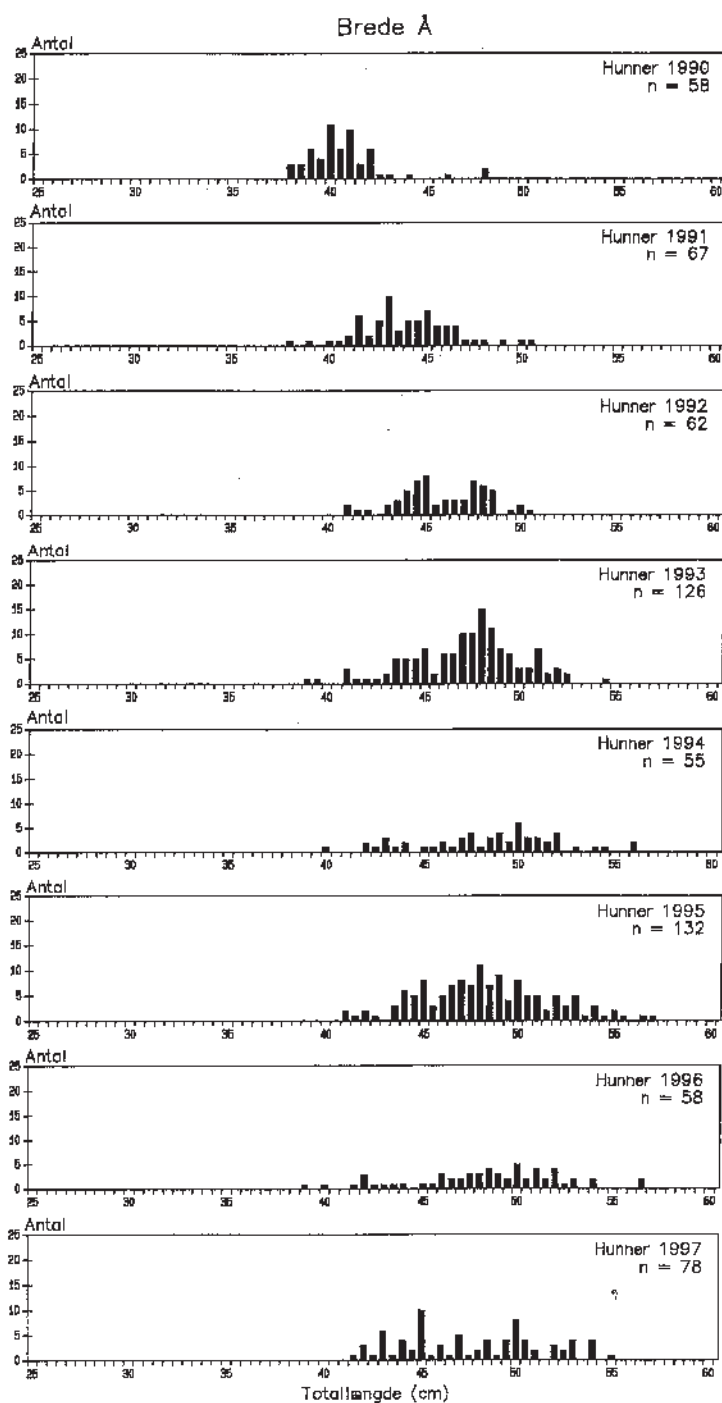
Undersøgelsesår	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
Snæbelbestand	-	1-2	2-3	2-3	3-4	2-3	2-3	1-2	1-1,5	0,5-1



Figur 12. Længdefordeling af hanlige individer af snæbel i Brede Å ved undersøgelser i 1990-1997.

Ændringen i aldersstrukturen mod flere ældre fisk er en naturlig udvikling for Brede Å idet bestanden er skabt på baggrund af yngeludsætninger, og en betydelig del af snæblerne gyder flere år. For at snæbelbestanden kan opretholdes, synes det nødvendigt at der er en passende tilgang af aldersgrupperne 3 år og i et vist omfang 4 år samt for hannerne vedkommende 2 år. I Tabel 6 er anført snæblernes fordeling på aldersgrupper i årene 1990-1998. Dette er vist grafisk på Figur 15.

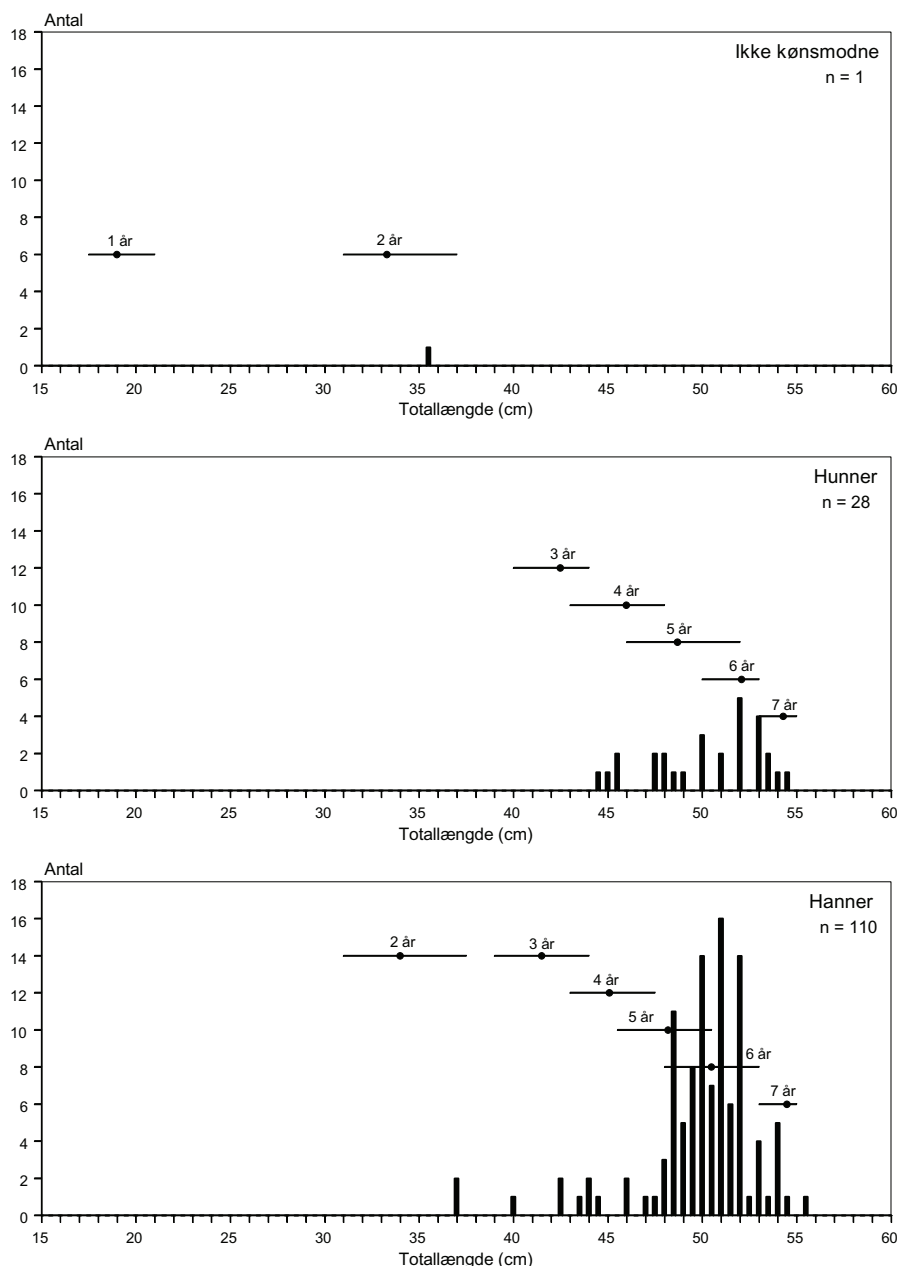
Bestanden er således gradvis kommet til at bestå af flere ældre fisk idet



Figur 13. Længdefordeling af hunnlige individer af snæbel i Brede Å ved undersøgelser i 1990-1997.

antallet af 3-årige snæbler har været faldende gennem perioden og 4-årige snæbler siden midten af 1990'erne, mens andelen af snæbler på 5 år eller ældre har været stigende gennem perioden. Resultatet af dette har været at i 1998 udgjorde snæbler på 2-4 år kun 12% af bestanden og ældre snæbler 88%. Med hensyn til snæbler på 3 år udgjorde de kun 2% af bestanden. Dette skal bl.a. sammenholdes med at i den oprindelige vildfiskebestand i Vidå-systemet udgjorde denne aldersgruppe i størrelsesordenen 20-30% af bestanden. Tilgangen af nye kønsmodne snæbler synes således at have været alt for lille de seneste år hvis en stor

Brede Å 1998



Figur 14. Længdefordeling af de fangne snæbler i Brede Å, december 1998. For de enkelte aldersgrupper er anført gennemsnitslængde og det interval, hvor der er registreret fisk indenfor. Disse værdier er fra undersøgelsen i 1994, hvor der blev taget skælprøver. Snæbler på f.eks. 3 år svarer til 2+-fisk, dvs. fisk i deres 3. leveår.

gydebestand i Brede Å skal opretholdes, og bestanden vil muligvis være truet på længere sigt såfremt den nuværende udvikling fortsætter.

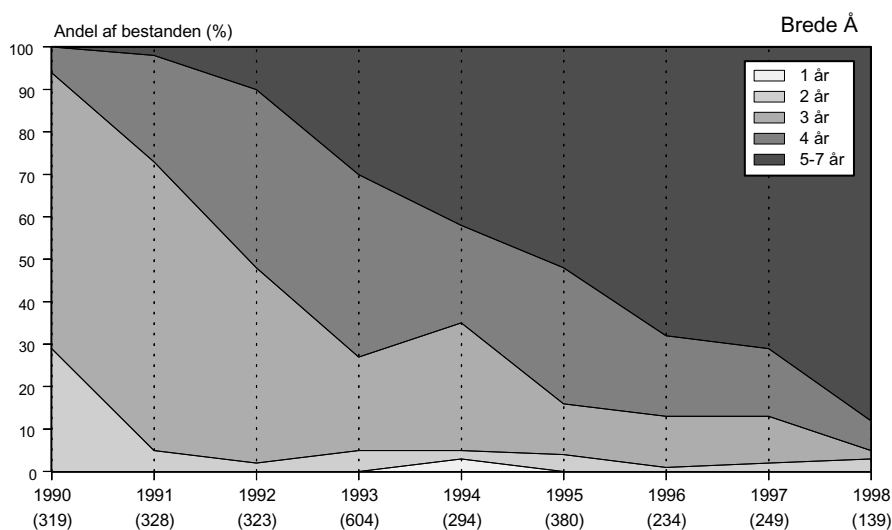
Det ovennævnte tyder på en ringe overlevelse af æg eller af ynglen. Med hensyn til den spæde yngel drifter den måske for hurtigt ud i Vadehavet og når således ikke at æde nok dyreplankton eller ændre sig fysiologisk til at kunne leve i saltvand. Restaureringen af Brede Å gennem 1990'erne forventes at give en forbedring af gydeforholdene når bl.a. vandløbsvegetationen bliver mere veludviklet idet der i perioden kun har været relativt få vandplanter om vinteren.

Table 6. Aldersstrukturen i snæbelbestanden i Brede Å, 1990-1998. Værdierne i skemaet er cirkaangivelser baseret på skælanalyser enkelte år. Desuden er anført antallet af fangne snæbler som aldersstrukturen er vurderet ud fra.

Årstal	% - del af den samlede fangst					Antal fisk
	1 år	2 år	3 år	4 år	5-7 år	
1990	<1	29	65	6	0	319
1991	0	5	68	25	2	328
1992	0	2	46	42	10	323
1993	0	5	22	43	30	604
1994	3	2	30	23	42	294
1995	<1	4	12	32	52	380
1996	0	1	12	19	68	234
1997	0	2	11	16	71	249
1998	0	3	2	7	88	139

Konklusion

I Brede Å er der i begyndelsen af 1990'erne skabt en selvreproducerende snæbelbestand gennem udsætninger af yngel. Langt hovedparten af denne bestand gyder på en 12 km lang strækning fra Løgumkloster til Bredebro hvor der er gennemført en genslyngning af åen. Som følge af de massive udsætninger af yngel steg bestandens størrelse indtil midten af 1990'erne hvor den sandsynligvis var på op mod 5 tusinde snæbler, hvorefter bestanden har været i tilbagegang og i 1998 sandsynligvis var under 1.000 individer. Aldersstrukturen i snæbelbestanden har samtidig ændret sig i perioden mod flere ældre fisk idet tilgangen af nye kønsmodne fisk er blevet forholdsvis lille. Det er ukendt om denne udvikling skyldes en ringe overlevelse af æggene eller ynglen. Fortsætter den nuværende udvikling, vil det på længere sigt være en trussel mod snæbelbestanden i Brede Å. De omfattende restaureringer i åen i løbet af 1990'erne forventes dog at forbedre gydeforholdene



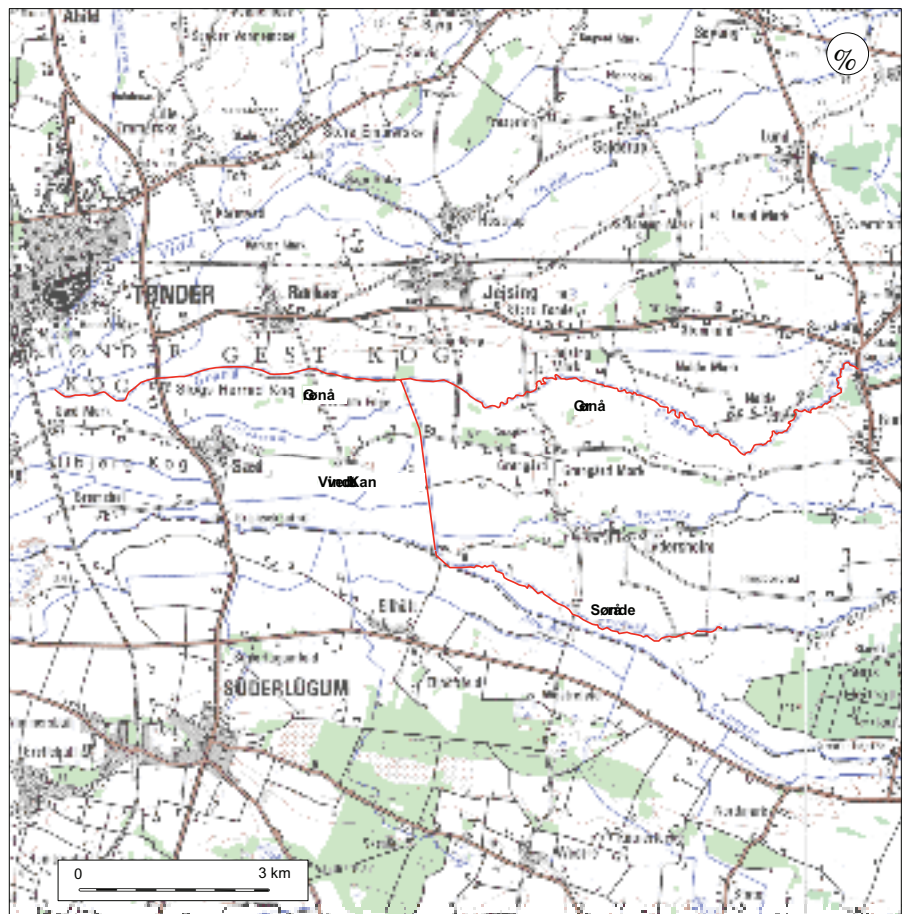
Figur 15. Aldersfordelingen af snæbelbestanden i Brede Å, 1990-1998. I parentes er anført antallet af fangne snæbler som aldersanalysen er baseret på i de enkelte år.

Vidå

Undersøgte strækninger

I årene 1989-1998 er der undersøgt forskellige vandløb i Vidå-systemet idet snæblen ikke eller i meget ringe omfang gyder i selve Vidå. Gydningen foregår i Grønå og i mindre omfang i Vindtved Kanal og Sønderå. Disse vandløbsstrækninger omfatter tilsammen ca. 22 km.

I Grønå er de undersøgte strækninger blevet længere efter at to betonstøbt ved Bimpel og Nolde er blevet udjævnet til stenstryg i henholdsvis 1991 og 1993. Sammenlagt er der undersøgt i alt 15,7 km fra den øverste del af Grønå ved Saksborg til sammenløbet med Vidå (Kort 8). Som fast undersøgelsesstrækning indgår nu de 12 km der dels omfatter strækningen på 6,3 km fra Nolde til Vindtved Kanal, og dels strækningen på 5,7 km fra Vindtved Kanal til Vidå. Vindtved Kanal er i årene 1989-1997 undersøgt i hele sin længde, dvs. 2,8 km, mens Sønderå i årene 1989-1992 har været undersøgt på de nederste 5 km.



Kort 8. Vidå-systemet med de åstrækninger der er undersøgt gennem årene 1989-1998. I Grønå er det 15,7 km fra Saksborg til sammenløbet med Vidå hvoraf de nederste 12 km nu er fast undersøgelsesstrækning. I Vindtved Kanal er det hele åstrækningen på 2,8 km og i Sønderå de nederste 5 km inden sammenløbet med Vindtved Kanal.

Tabel 7. Fangsten af snæbler på den øverste strækning i Grønå fra Nolde til Vindtved Kanal, 1993-1998.

Undersøgelsesår	1993	1994	1995	1996	1997	1998
Fangst af snæbler	257	160	261	280	190	104

Bestandsstørrelse

Med hensyn til Grønå er der for den øverste strækning fra Nolde til Vindtved Kanal vist den samlede fangst de enkelte år i perioden 1993-1998 (Tabel 7).

Fangsten af snæbler har ligget på 104-280 individer, og bestanden synes at have været i samme størrelsesorden i hele perioden når der tages hensyn til forskellige fangsteffektiviteter mellem årene på grund af uens vandstande. I 1998 var bestanden dog tilsyneladende noget mindre end de tidligere år. Bestanden er skønnet til generelt at have været i størrelsesordenen 500-1.000 individer i perioden.

I Grønå fra Vindtved Kanal til Vidå er åen meget bred, og der har gennem årene været elfisket en blanding af delstrækninger og hele strækningen. Der er derfor ikke vist fangsttal for de enkelte år, men den skønnede bestand på baggrund af befiskningerne (Tabel 8).

Snæbelbestanden på den nederste del af Grønå var størst i begyndelsen af 1990'erne hvorefter den har været lidt mindre de følgende år, men bestanden synes ikke at have udvist store udsving i perioden hvor den sandsynligvis de fleste år har ligget i størrelsesordenen omkring 5.000 individer. Bestanden i 1998 var muligvis noget mindre end de foregående år. Under alle omstændigheder har hovedparten af gydebestanden i Vidå-systemet i alle undersøgelsesår opholdt sig på denne strækning på trods af ret ensartede fysiske forhold med sandbund og relativt få vandplanter om vinteren.

I Vindtved Kanal, der også er forholdsvis bred, har fangsterne i årene 1989-1997 ligget fra 35-201 snæbler de enkelte år, og i Sønderå er der i årene 1989-1992 også kun fanget relativt få snæbler. Antallet af snæbler de enkelte år har derfor sandsynligvis ligget på nogle få hundrede for begge vandløb tilsammen.

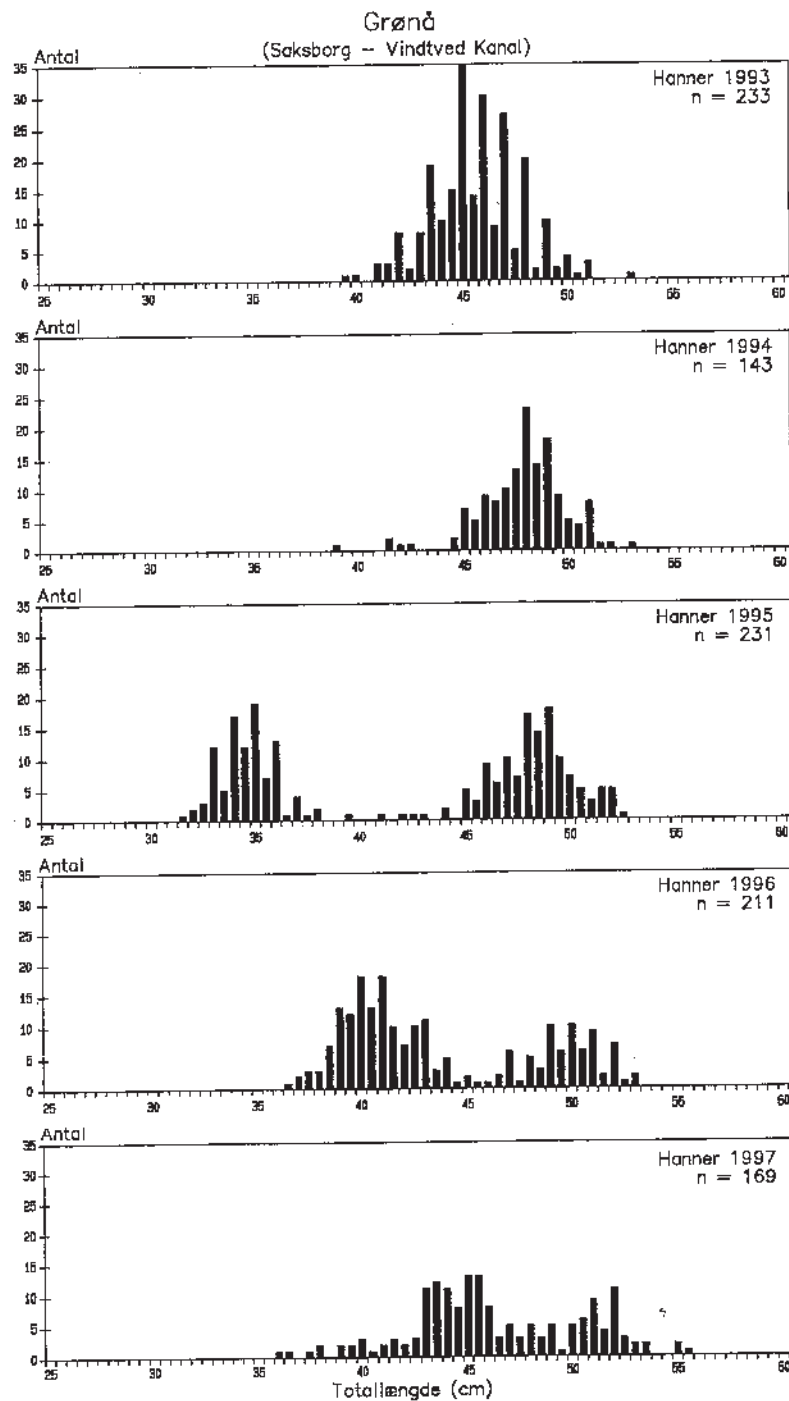
Sammenholdes alle de ovennævnte forhold, synes snæbelbestanden i Vidå-systemet at have været på 5.000-10.000 snæbler de enkelte år gennem perioden. I forbindelse med undersøgelsen af laksefiskene i Vadehavet i 1995-1996 er den totale bestand af snæbler i Vidå-systemet, på baggrund af mærkning af snæbler i november-december 1995 og genfangst i foråret 1996 i ruser ved Vidå-slusen, beregnet til ca. 3.000 snæbler (Danmarks Fiskeriundersøgelser, 1997). Ved amtets elbefiskninger i november-december 1996 fangedes enkelte af disse mærkede snæbler fra 1995, og på baggrund af forholdet mellem mærkede og umærkede snæbler kan gydebestanden i 1995 beregnes til at have været fra 4.000-

Tabel 8. Skønnet antal (x 1.000) af snæbler i Grønå på den nederste strækning fra sammenløbet med Vindtved Kanal til udmundingen i Vidå, 1991-1998.

Undersøgelsesår	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
Skønnet bestand (tusinde)	8-10	6-8	5-7	4-6	4-6	5-7	5-7	4-5

8.000 individer. I forbindelse med amtets befiskninger i november-december 1996 blev et stort antal snæbler også mærket, og på baggrund af genfangst af nogle af disse ved elbefiskning i november-december 1997 kan bestanden for 1996 beregnes til at have været på 5.000-7.000 individer.

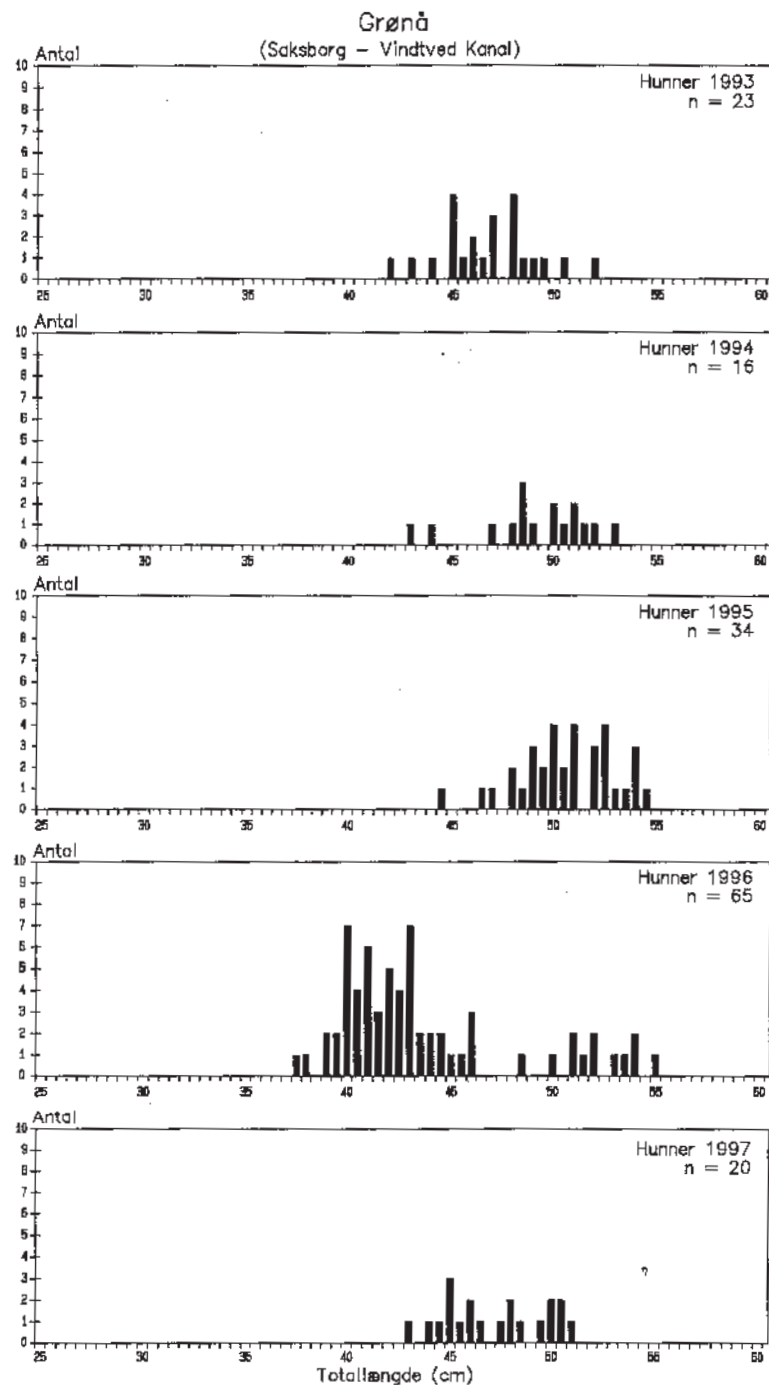
Ud fra det ovennævnte forekommer det således rimeligt at antage at bestanden i Vidå-systemet har ligget på 5.000-10.000 snæbler de fleste år i 1990'erne I 1998 synes bestanden dog at have været lidt mindre end de foregående år.



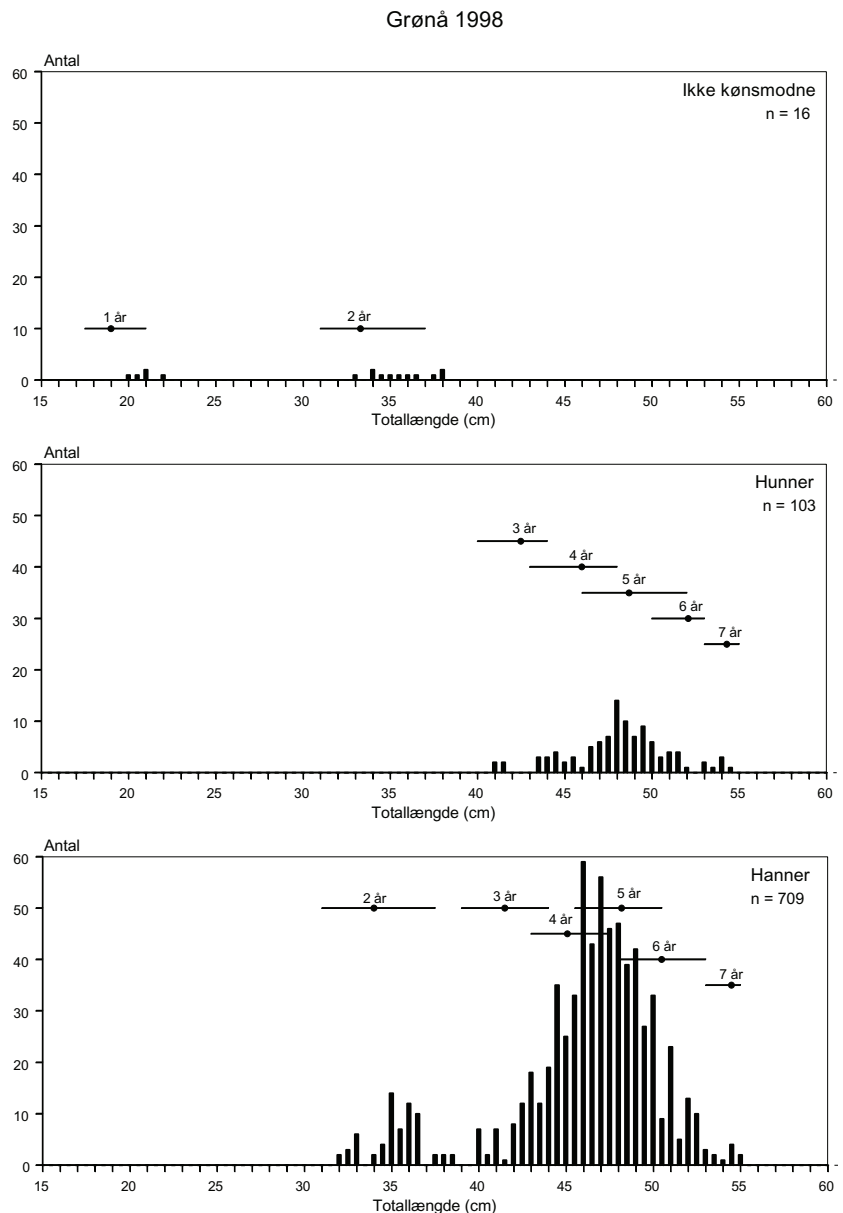
Figur 16. Længdefordeling af hanlige individer af snæbel på den øverste del af Grønå ved undersøgelser i 1993-1997.

Bestandsstruktur

Med hensyn til aldersstrukturen gennem årene er dette illustreret for årene 1993-1997 på den øverste strækning i Grønå samt i 1998 for hele Grønå (Figur 16-18). Det fremgår heraf at aldersfordelingen har varieret en del fra år til år, hvilket især er afhængig af hvor godt de enkelte årgange af snæbelyngel har klaret sig. Bl.a. har ynglen fra 1989, 1990 og 1994 klaret sig godt, hvilket f.eks. for ynglen fra 1994 gav sig udslag i at der var mange fisk på 2 år i 1995, 3 år i 1996, 4 år i 1997 og 5 år i 1998. At aldersstrukturen i snæbelbestanden i Vidå-systemet har varieret en del



Figur 17. Længdefordeling af hunlige individer af snæbel på den øverste del af Grønå ved undersøgelser i 1993-1997.

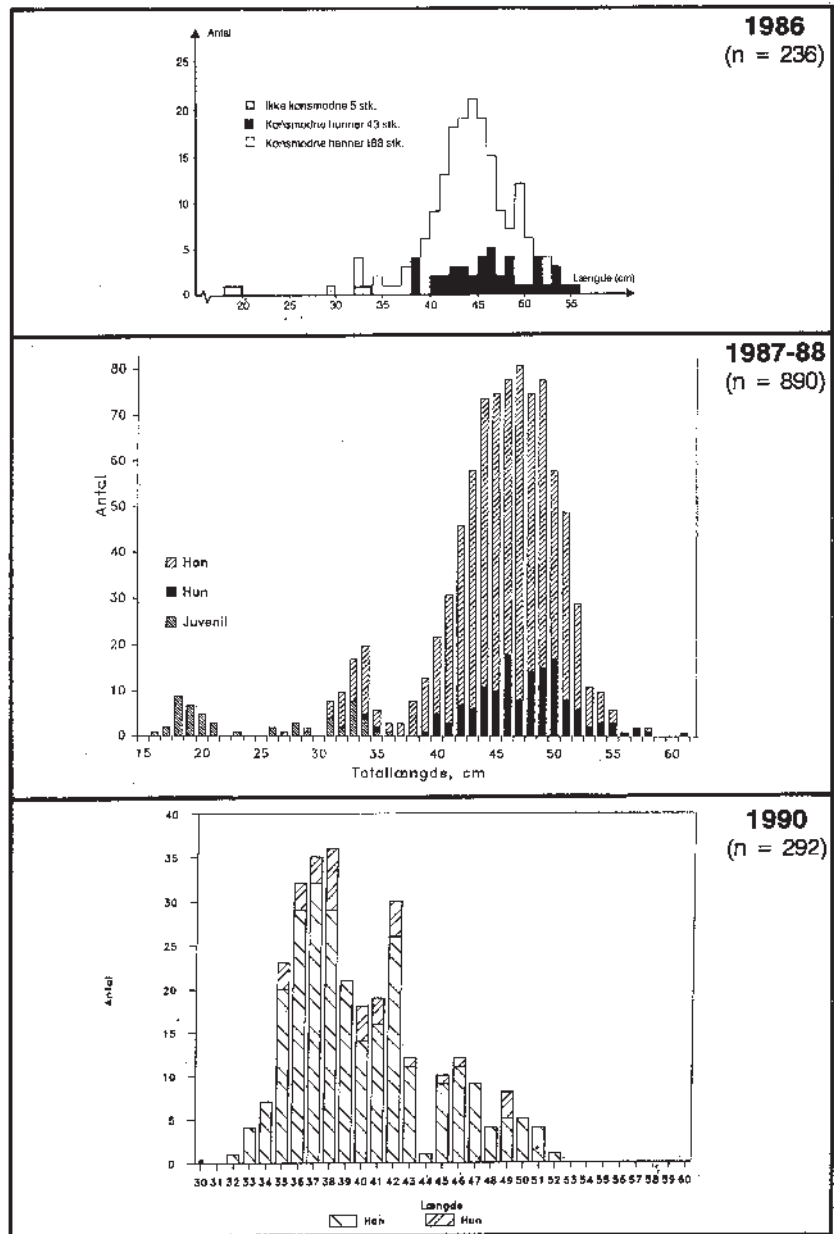


Figur 18. Længdefordeling af de fangne snæbler i Grønå fra Nolde til Vidå, november-december 1998. For de enkelte aldersgrupper er anført gennemsnitslængde og det interval hvor der er registreret fisk indenfor. Disse værdier er fra undersøgelsen i 1994 hvor der blev taget skælpøver af hovedparten af snæblerne. Snæbler på f.eks. 3 år svarer til 2+-fisk, dvs. fisk i deres 3. leveår.

gennem årene, fremgår også af Figur 19 hvor størrelsesfordelingen er vist for årene 1986-1990.

I Tabel 9 er anført snæblernes fordeling på aldersgrupper i årene 1990-1998, dvs. hvor stor en procentdel den enkelte aldersgruppe har udgjort af snæbelbestanden det enkelte år. Dette er vist grafisk på Figur 20.

Det ses at andelen af snæbler på henholdsvis 2 år, 3 år og 4 år har varieret gennem årene, hvilket som ovenfor nævnt især hænger sammen med hvor godt den enkelte årgang af yngel har klaret sig. De fleste år har der været en forholdsvis god tilgang af disse aldersgrupper, dvs.



Figur 19. Længdefordeling af de fangne snæbler i Vidå-systemet i 1986, 1987-1988 og 1990 (Sønderjyllands og Ribe amter 1988, Hvidt & Christensen 1990).

nye kønsmodne snæbler, men der har dog også været enkelte år med en lavere tilgang. Desuden har der været en tendens til at snæbelbestanden er kommet til at bestå af flere ældre fisk. Bestanden synes dog stadig i 1998 at have en forholdsvis god aldersstruktur.

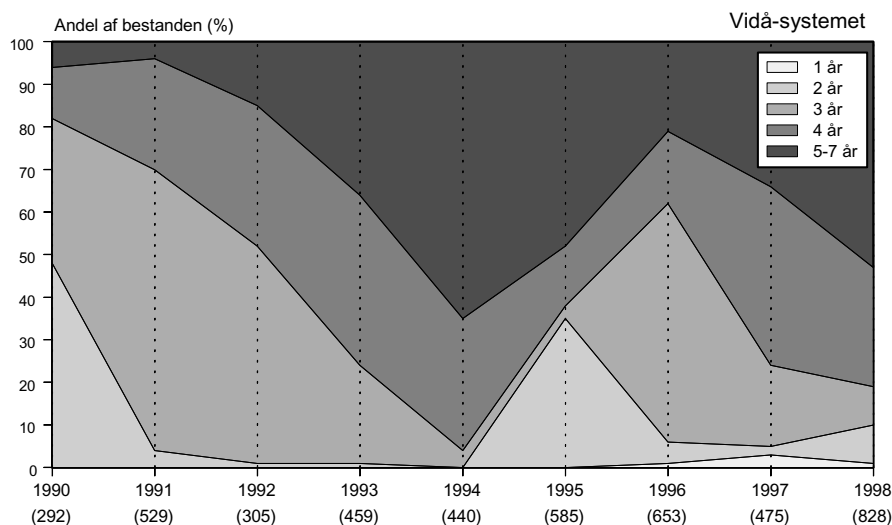
Den væsentligste årsag til at snæbelbestanden har overlevet med en forholdsvis stor bestand i Vidå-systemet er formentlig at den spæde yngel på sin vej til Vadehavet passerer strømrolige steder, bl.a. Magisterkøgen og Rudbøl Sø hvor ynglen kan nå at æde dyreplankton og ændre sig fysiologisk så den kan tåle saltvand. I de øvrige vandsystemer drifter de spæde larver nok for hurtigt ud i Vadehavet.

Tabel 9. Aldersstrukturen i snæbelbestanden i Vidå-systemet, 1990-1998. Værdierne i skemaet er cirkaangivelser der er skønnet ud fra skælanalyser enkelte år. Desuden er anført antallet af fangne snæbler som aldersstrukturen er vurderet ud fra.

Årstal	% -del af den samlede fangst					Antal fisk
	1 år	2 år	3 år	4 år	5-7 år	
1990	0	48	34	12	6	292
1991	0	4	66	26	4	529
1992	0	1	51	33	15	305
1993	0	1	23	40	36	459
1994	0	0	4	31	65	440
1995	0	35	3	14	48	585
1996	1	5	56	17	21	653
1997	3	2	19	42	34	475
1998	1	9	9	28	53	828

Konklusion

I Vidå systemet findes en stor selvreproducerende bestand som gyder i Grønå, Vindtved Kanal og Sønderå. Langt hovedparten af snæblerne gyder på de nederste 6 km af Grønå, dvs. fra sammenløbet med Vindtved Kanal til udløbet i Vidå. Gennem hele perioden har denne strækning udgjort det vigtigste gydeområde på trods af ret ensartede fysiske forhold med sandbund. Desuden gyder en del snæbler i den øverste del af Grønå. I perioden har snæbelbestanden ligget på 5.000-10.000 snæbler med de største bestande i de første år af 1990erne som følge af yngeludsætningerne og lidt mindre bestande i de sidste år. I 1998 var bestanden på i størrelsesordenen 5.000-7.000 snæbler. Aldersstrukturen har varieret en del gennem årene afhængig af hvor godt de enkelte år-gange af yngel har klaret sig, og tilgangen af nye kønsmodne snæbler har derfor også varieret ret meget mellem årene. Generelt har der dog været en forholdsvis god tilgang af nye individer de fleste år, og bestanden har ikke udvist store svingninger selv om den er blevet lidt mindre i løbet af perioden.



Figur 20. Aldersfordelingen af snæbelbestanden i Vidå-systemet, 1990-1998. I parentes er anført antallet af fangne snæbler som aldersanalysen er baseret på i de enkelte år.

Forbedring af gydeforholdene

Foranstaltningerne til forbedring af gydeforholdene for snæblen i Sønderjyllands Amt har i årene 1989-1998 været koncentreret om at skabe frie passageforhold for snæblen ved at omdanne betonstyrte til stenstryg samt forbedre gydeområderne gennem vandløbsrestaurering, skånsom vedligeholdelse og etablering af sandfang. Desuden er vandkvaliteten forbedret ved nedsættelse af okker- og spildevandsbelastningen. I det følgende er kort anført de væsentligste forbedringer i Brøns Å, Brede Å og Vidå-systemet.

Brøns Å

- 1998: Opstemning ved Brøns Forsøgsdambrug udjævnet til stenstryg
- 1998: Genslyngning af 1 km lige forløb nedstrøms Brøns Forsøgsdambrug
- Begrænsning af okkerbelastningen
- Skånsom vedligeholdelse af åen

Brede Å

- 1990: Omdannelse af betonstyre til stenstryg i Bredebro
- 1991: Nedlæggelse af betonstyre ved Løgumkloster
- 1991-1997: Restaurering af lige forløb til 25 km slynget vandløb
- Begrænsning af okkerbelastningen
- Skånsom vedligeholdelse af åen

Vidå-systemet:

- 1989: Etablering af sandfang i Grønå
- 1991: Omdannelse af betonstyre til stenstryg ved Bimpel i Grønå
- 1991: Genslyngning af lige forløb til 1,5 km slynget vandløb ved Bimpel i Grønå
- 1993: Udjævning af betonstyre ved Nolde ved anlæggelse af stenstryg
- Begrænsning af okkerbelastningen
- Skånsom vedligeholdelse af åerne

De ovennævnte vandløb er generelt præget af sandvandring og har på flere strækninger en ustabil sandbund hvor vintergrønne vandplanter som bl.a. vandranunkel og vandstjerne har svært ved at vokse. Vandløbsvegetationen domineres af arter som visner væk først på vinteren. Der er således kun få vandplanter ude i åen om vinteren, og hovedparten af æggene af snæbel er derfor nødt til at sidde fast på vegetationen langs bredderne for ikke at gå til grunde. Ved en skånsom vedligeholdelse efterlades mest muligt af bredvegetationen, hvilket på flere strækninger har været med til at indsnævre åløbene så de fysiske forhold er blevet lidt mere varierede og vandløbsvegetationen lidt bedre udviklet. En stor del af vandløbsstrækningerne har dog stadigvæk kun få vandplanter om vinteren.

Litteratur

- Danmarks Fiskeriundersøgelser 1997: Laksefiskene og fiskeriet i Vadehavsområdet. - Teknisk rapport.
- Hvidt, C.B. & Christensen, I.G.1990: Træk af Nordsøsnæblens (*Coregonus oxyrhynchus* L.) biologi i Vidå-systemet. - Upubliceret specialerapport.
- Sønderjyllands Amt og Ribe Amt 1998: Snæblen - en truet art.

Kortlægning af eremit *Osmoderma eremita* i Danmark 1999

Ole Martin, EntoConsult



1 Indledning

Eremit er en af Europas største biller, og den er afhængig af hule træer. Den slags træer bliver stadig sjældnere i Europas skove, og derfor er arten også blevet sjældnere. I 1991 blev eremit fredet i Danmark som følge af Bern-konventionen der i 1988 blev udvidet til også at omfatte insekter. Eremit er det eneste af de fredede danske insekter der er opført som en prioriteret art på konventionens bilag 2. De fredede arter er endvidere omfattet af EF- Habitatdirektivet fra 1992 (billag II og IV) som skal sikre arterne og deres levesteder. Direktivet stiller krav om overvågning af arter og naturtyper. Den første kortlægning af eremit i Danmark blev foretaget i 1993 (1994) og efterfulgtes af nærværende kortlægning hvor feltarbejdet afsluttedes med udgangen af 1999. I Rødliste 1997 (Stoltze & Pihl 1998) over planter og dyr i Danmark er eremit betegnet som akut truet (E), samme status som den har i EU-rødlisten.

2 Hvad er en eremit ?

Eremit hører til billefamilien torbister (Scarabaeidae). Arten er ca. 30 mm lang og er blank, mørkebrun med svagt metalskær. Dens larve er som de fleste torbistlarver nærmest hvid og forsynet med tydelige ben. En fuldvoksen larve bliver indtil 60 mm lang. Familien Scarabaeidae omfatter 78 arter i Danmark, bl.a. de velkendte oldenborrer, gødningsbiller, guldbasser og næsehornsbillen. Eremittens nærmeste danske slægtninge er de to mindre arter af slægten *Gnorimus* som har en habituel lighed med eremitten. *Gnorimus variabilis* er meget sjælden i Danmark, og den lever i gamle løvtræer, f.eks. i smuldet under tyk bark eller i hule grene og stammer. Den er næsten helt sort med nogle små gule pletter på dækvingerne. Den anden art, *Gnorimus nobilis*, er ensfarvet metallisk grøn. Den er nu endnu sjældnere her i landet, og den lever ligeledes i gamle løvtræer, f.eks. hule frugttræer. Både *Osmoderma* og *Gnorimus* placeres i underfamilien Cetoniinae ligesom de almindelige grønne guldbasser.

Navnet eremit som er en oversættelse af det latinske artsnavn, er i virkeligheden noget misvisende da hverken larve eller bille er eneboere. Faktisk er der store udsving i populationsstørrelsen på de forskellige levesteder, men det er mest almindeligt at man ser billen enkeltvis eller fåtallig. Det svenske artsnavn 'läderbaggen' er velvalgt. Dels hentyder det til billens læderagtige, brune og lidt rynkede overside, og dels udsender billen en karakteristisk sød, ruslæderagtig lugt som røber dens tilstedeværelse når den f.eks. er skjult i et hult træ.

3 Eremiter levevis og udbredelse

3.1 Biotopkrav

Eremitterne er knyttet til løvtræer i gamle skove, f.eks. dyrehaver. Ofte findes den i park- eller allétræer i nærheden af disse skove. Larven findes i smuld i hule stammer eller større grene, undtagelsesvis under tyk bark (eg). Den kan leve i alle løvtræerarter og i sjældne tilfælde også i nåltræer. I Sverige har nye undersøgelser vist at det ikke er stammetykkelsen, men snarere træets placering i forhold til lyset og hulhedens beskaffenhed der er afgørende for artens valg af levested. Undersøgelsen viste overraskende at frekvensen af eremitter var højere i stammer af mindre dimensioner end hidtil antaget. Den viste også at hule træer med eremit ofte indeholder redemateriale fra hulrugende fugle (Ranius og Nilsson 1997). Både i Danmark og i Sverige er de fleste eremitter fundet i levende hule træer som står i åben eller halvåben skov. Arten kan findes i hulheder i stammer og grene fra nogle få meter over jorden til øverst i trætoppene. Hulhederne er som regel dannet på steder hvor en gren er knækket af. Brudstedet indtages af trælevende svampe i eg, især den svovlgule poresvamp, som nedbryder cellulosen og danner rødbrun/brunmuld. I andre løvtræer, f.eks. bøg og ask, findes eremitter larver oftest i sort, kompostagtigt smuld som i årtier har hobet sig op i hule træer ofte under gamle fuglereder. Det nedbrudte ved og smuld er eremitterlarvens fødeemne. Larverne er med til at udhule træet, og larveekskrementer og andet organisk materiale kan i tykke stammer udgøre adskillige hektoliter. I et sådant optimalt miljø kan der forekomme hundredvis af larver i alle stadier sammen med kokoner og rester af døde biller.

3.2 Biologi og livscyklus

Billerne parrer sig i juli-august, og umiddelbart efter lægges æggene i et hult træ hvor larverne klækkes. I løbet af 3 år er larven fuldvoksen, og i september-oktober sammenkitter den en næsten ægformet kokon af det løse smuld. Larven bliver som såkaldt hvilelarve i kokonen vinteren over, og den forpupper sig først i den følgende sommer. Efter et par ugers puppestadium gennembryder den færdigudviklede bille kokonen efter midsommer. Herefter skal billerne føre slægten videre. Levetiden som bille, efter at den har forladt kokonen, er sjældent længere end 4 uger. Billerne lever overvejende af væske, f.eks. vand eller saft fra frugter. En tør og varm sommer kan resultere i udtørring af billen og forkortelse af dens levetid.

En svensk undersøgelse (Ranius 1995) baseret på statistiske analyser af levende eremitter fra fælder i hule ege anslår at en gennemsnitlig årlig population i et enkelt levested/træ er omkring 20 biller. Samme undersøgelse har vist at flyvende eremitter kun bevæger sig 10-15 meter til vejrs i trækronerne, og at de højst fjerner sig et par hundrede meter fra deres udviklingssted. I Sverige har genfangster af mærkede biller vist at det kun er omkring halvdelen af en population som søger væk fra det oprindelige træ. Der er således tale om en stationær art som kun tilfældigt træffes uden for et skovområde.

3.3 Udbredelse

Eremittens udbredelse i Danmark er begrænset til øerne øst for Storebælt, og arten er i nyere tid kun kendt fra Sjælland og Lolland. Tidligere fandtes den også på Falster (sidst set 1938). Fra ca. 1830 til 1999 er der i alt registreret 30 danske lokaliteter med eremitter. I perioden efter 1950 er den kendt fra i alt 14 lokaliteter (fem i Sydsjælland, fire i Nordøstsjælland og fem på Lolland). I 1999 er den registreret fra ni lokaliteter (fem i Sydsjælland, en i Nordøstsjælland og tre på Lolland). Selvom tallene viser en markant nedgang, er eremitten efter 1950 opdaget på et par nye lokaliteter på Lolland (Martin 1993).

Eremitten forekommer spredt i Mellem- og Sydeuropa samt i det sydligste Nordeuropa. Den er ikke fundet i England. Mod nord er den især knyttet til lavlandet, og i syd er den overvejende fundet i de lavere bjergegne. I vore nabolande er den meldt fra Nordtyskland og de Baltiske lande. I Sverige har den en sporadisk udbredelse til ca. 60°N.

I Norge er den kun kendt fra en lokalitet ved Oslo og fra det sydlige Finland ligeledes fra et område ved Åbo (Martin 1993).

4 Tidligere undersøgelser af eremit

Efter eremittens fredning i Danmark i 1991 og dens anførelse på EF-Habitatdirektivet af 1992 besluttede Entomologisk Fredningsudvalg at udarbejde en oversigt over eremitternes levesteder i Danmark (Martin 1993). Undersøgelsen var i første omgang en registrering af samtlige kendte fund i danske billesamlinger. I alt fandtes ca. 150 eksemplarer fordelt på ca. 30 danske lokaliteter. Herefter blev lokaliteterne besøgt for at fastslå om arten endnu levede de pågældende steder. Ved denne feltundersøgelse, som afsluttedes i 1993 og var den første egentlige kortlægning af arten i Danmark, fandtes der eremitter i tre skove på Lolland (Krenkerup Haveskov, Maltrup Skov og Halsted Kloster Dyrehave) samt i syv skove på Sjælland (Lekkende Dyrehave, Vemmetofte Dyrehave, Sorø Sønderkov incl. Egevang, Oreby Skov, Vallø Dyrehave, Bog-næs Storskov og Hammermølle Skov; Martin 1994). På basis af rapporten blev de 10 lokaliteter efter forhandlinger mellem ejerne og Skov- og Naturstyrelsen foreslået som EF-habitatområder i 1998.

Det skal pointeres at kortlægningen i 1993 især havde til formål at føre bevis for artens forekomst på de hidtil kendte lokaliteter. Der blev ikke i samme omfang som ved nærværende kortlægning gjort forsøg på en vurdering af bestandsstørrelsen på de enkelte lokaliteter eller i hele landet. I 1993 var det ikke muligt at vurdere udviklingstendensen i bestandsstørrelsen da der ikke fandtes grundlag for sammenligninger. Ganske vist forelå der en undersøgelse over eremittfund i Danmark i tidsrummet 1900-1959 (Strømberg 1962), men den gav kun information om antallet af eksemplarer i insektsamlinger fra 10 lokaliteter.

5 Kortlægningen af eremit i 1999

5.1 Projektbeskrivelse

Den aktuelle kortlægning af eremit er udført for Danmarks Miljøundersøgelser af Entomologisk Fredningsudvalg/EntoConsult med følgende projektbeskrivelse: Projektet gennemføres i 1999 ved mindst to gennemgange af de kendte danske eremitområder udpeget i henhold til EF-Habitatdirektivet. Bestanden opgøres, og udviklingen siden sidste kortlægning i 1993 vurderes. Samtlige aktuelle habitater vurderes i forhold til arten, herunder kvalitet af habitat, trusler og muligheder for optimering af habitatene.

5.2 Kortlægningsmetode

Den endelige kontraktudformning og underskrivelse fandt sted i slutningen af august 1999, og kortlægningen trådte i kraft pr. den 1. september 1999 og skulle rapporteres til Danmarks Miljøundersøgelser senest 15. februar 2000. Denne termin indebar at det ikke var muligt at gennemføre en kortlægning baseret på selve billestadiet da sommerens biller på dette tidspunkt allerede var døde. Det vil sige at det især er larvestadiet som ligger til grund for nærværende kortlægning, men i enkelte tilfælde også ekskrementer og billerester. Det er altså overvejende larvefund i træerne som har været genstand for kortlægningen. Larver er det sikreste bevis på, at arten yngler i et træ, og desuden er de generelt lettere at finde i træerne end billerne som for det meste lever skjult og er fåtallige. Desuden er det muligt at undersøge et levested for larver uden at forstyrre levestedets nævneværdigt. Når larverne eftersøges i september-oktober, er der yderligere den fordel at de som regel findes i den øverste del af smuldet i træet. Desuden røbes levestedet af friske larveekskrementer som er meget karakteristiske og oftest meget synlige.

Eftersøgningen af træer med eremitter går ud på at finde træer med egnede hulheder som derefter undersøges nøjere. De fleste hulheder befinder sig i træernes stammer flere meter over jorden, og det har derfor været nødvendigt at medbringe en stige (6 m lang) for at nå op til hulhedens indgang. Undertiden befinder smuldlaget sig langt nede i stammerne hvor det er mørkt og vanskeligt at orientere sig uden lyskilde. Kortlægningsudstyr består i øvrigt af en planteskovl til udtagning af smuld og en sigte til undersøgelse af smuldet. Efterhånden som vinteren nærmer sig, er det vanskeligere at finde larverne i træerne fordi de graver sig dybere ned i smuldet for at beskytte sig mod kulde og nedbør. Når der er frost i træerne, er det umuligt at undersøge hulhederne for larver.

Feltarbejdet blev udført fra september til december 1999, og samtlige habitatområder er undersøgt mindst to gange. Orkanen 3. december 1999 som forårsagede et voldsomt stormfald af gamle løvtræer, berørte også de 10 EF-habitatområder. Besigtigelse af eventuelle stormskader på eremittræer nødvendiggjorde endnu et besøg på de fleste lokaliteter.

Det skal pointeres at skovejerne eller -administratorerne er orienteret om kortlægningen, ligesom de er blevet oplyst om fundene. De pågældende personer skal her takkes for deres forståelse og imødekommenhed under kortlægningsarbejdet.

5.3 Kortlægningsresultater

I 1999 blev der fundet eremit i ni af de ti EF-habitatområder. I alt fandtes arten i 61 træer, og ca. ti gange så mange træer er undersøgt. Antallet af træer med eremit fordelt på habitatområder er følgende:

Bognæs i Roskilde Fjord:	16 træer	(Eg: 16)
Maltrup Skov:	10 træer	(Eg: 10)
Skove ved Vemmetofte:	9 træer	(Eg: 8, ask: 1)
Vallø Dyrehave:	7 træer	(Bøg: 4, kastanie: 3)
Nordlige del af Sorø Sønderkov:	5 træer	(Bøg: 4, ask: 1)
Krenkerup Haveskov:	5 træer	(Eg: 4, bøg: 1)
Lekkende Dyrehave:	4 træer	(Eg: 4)
Halsted Kloster Dyrehave:	3 træer	(Eg: 2, bøg: 1)
Oreby Skov:	2 træer	(Eg: 2)
Teglstrup Hegn / Hammermølle Skov:	0 træer	

Af de 61 træer med eremit var de 49 i live på undersøgelsestidspunktet. Nogle få fandtes knækkede eller væltede efter orkanen den 3. december 1999. De øvrige 12 træer var knækkede eller væltede tidligere inden for de seneste år. Fordelingen på træarter er følgende:

Eg:	46 træer
Bøg:	10 træer
Hestekastanie:	3 træer
Ask :	2 træer

5.4 Vurdering af kortlægningen

Eremitten er vanskelig at overvåge pga. dens skjulte levevis i alle stadier. Dette udlignes i nogen grad af den betydelige størrelse af billen og ældre larver. Levestederne, de hule træer, er generelt lette at opdage, da indgangshullerne som regel er synlige. Undersøgelsen af hulheder vanskeligøres eller umuliggøres dog af at en del befinder sig højt oppe i træerne (især bøg og ask). Indgangshullet til hulheden kan desuden være så lille at det er umuligt at undersøge hulheden uden at ødelægge levestedet. Stormfældede stammer og nedfaldne grene knækker oftest i hulheden og kan i visse tilfælde afsløre levesteder som har været skjulte eller utilgængelige. F.eks. fandtes eremitten i et knækket træ med en forladt flagspætterede, og kun det lille redehul var indgangen til hulheden. Hvis dette træ ikke var knækket, ville levestedet aldrig være opdaget. Det er derfor indlysende at træer med eremitter let overses ved en kortvarig undersøgelse, og en opgørelse af bestandsstørrelsen vil aldrig være præcis.

6 Vurdering af de enkelte EF-habitatområder

De lokaliteter hvor eremit blev fundet i 1999, fremgår af Figur 1. Det enkelte habitatområde med forekomst af eremit beskrives kortfattet, og der fokuseres på væsentligste træarter, træernes alder, tilstand og placering. Eremitbestanden og udviklingstendens i bestandsstørrelsen, bevaringsstatus og trusler samt optimering af habitatet diskuteres og vurderes.

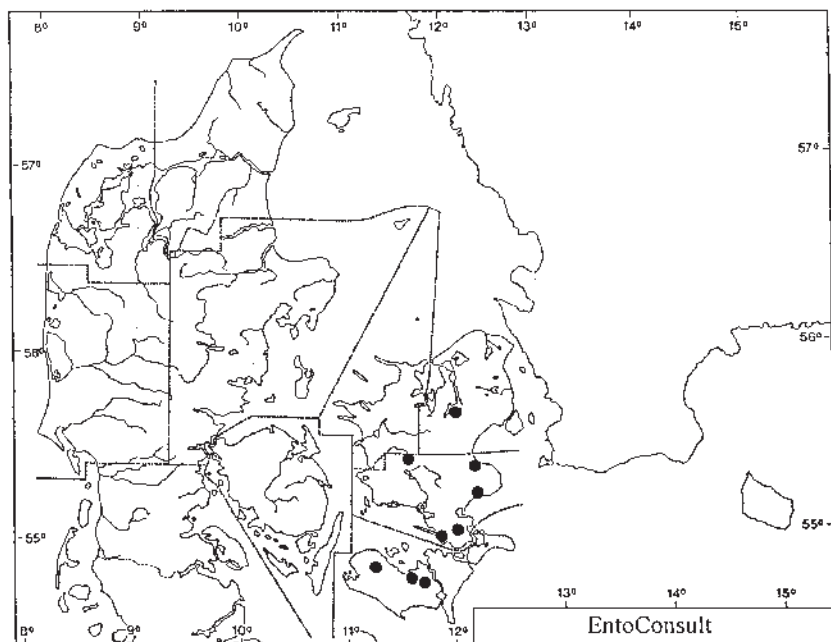
6.1 EF-habitatområde nr. 114, Teglstrup Hegn og Hammermølle Skov

Området er den eneste af de ti eremitlokaliteter som er statskov. Eremiten er kun kendt fra Hammermølle Skov hvor den sidst er fundet i 1990 i en hensmuldrende bøgestamme ved 'Gl. Skovhus'. Stammen er nu næsten helt formuldet og ikke længere egnet som levested for arten.

Der er mange gamle træer i habitatområdet, og især skal Hammermølle Skov fremhæves pga. mange store ege hvoraf en del er hule og står optimalt i åben eller halvåben skov.

6.1.1 Eremitbestanden

I 1999 blev der ikke fundet eremit i habitatområdet, og det er tvivlsomt om den endnu kan findes i Hammermølle Skov. Den er eftersøgt i de få hule bøge som står i umiddelbar nærhed af det sidst kendte levested og i andre hule træer som vokser flere steder i de to skove. Hvis der endnu lever eremitter i habitatområdet, må bestanden være meget lille og vanskelig at opdage. Udover det seneste fund fra 1990 er den kun kendt fra



Figur 1. Lokaliteter med registreret forekomst af eremit i 1999.

1890erne da nogle få eksemplarer blev indsamlet i Hellebæk. Den har således levet upåagtet i området i et århundrede.

6.1.2 *Udviklingstendens i bestandsstørrelsen*

Bestanden blev ikke opgjort i 1993, og udviklingstendensen i bestandsstørrelsen kan derfor ikke vurderes. Arten har været i konstant tilbagegang i Nordsjælland og er nu muligvis forsvundet fra det sidste levested. Det kan dog ikke udelukkes at der fortsat eksisterer en lille population i habitatområdet.

6.1.3 *Bevaringsstatus for habitatet*

Habitatets bevaringsstatus er gunstig da der findes en del gamle træer som potentielle levesteder, især i Hammermølle Skov. Også kvaliteten af habitatet er tilfredsstillende da mange af de gamle bøge og ege er bevaret. Desuden er der ryddet for opvækst omkring flere af de gamle egetræer til gavn for eventuelle eremitter.

6.1.4 *Trusler og optimering af habitatet*

Fældning af hule træer af hensyn til publikums sikkerhed udgør den største trussel. Hvis hule træer fældes eller vælter i storm, bør de blive liggende i skoven og ikke omdannes til brænde som det tidligere var tilfældet i Hammermølle Skov. Efter orkanen den 3. december 1999 fandtes kun få af de gamle løvtræer væltede eller knækkede. Skov- og Naturstyrelsen har i en skrivelse til distriktet anbefalet at der efter stormfaldet efterlades så meget dødt ved fra løvtræer som muligt i statsskovarealer der er udlagt til urørt skov i henhold til naturskogsstrategien og i EF-habitatområder. Anbefalingen giver mulighed for at efterlade især højstubbe, større grene og stammedele i skovene. Der skulle således være mulighed for at eventuelle oversete stormfældede træer med eremit ikke fjernes.

6.2 **EF-habitatområde nr. 120, Roskilde Fjord (Bognæs)**

På halvøen Bognæs findes to separate skove, Bognæs Vesterskov og Bognæs Storskov. Så vidt vides er der aldrig fundet eremit i Vesterskoven selvom der er gode muligheder for artens eksistens især i de sydvestvendte bryn langs Roskilde Fjord. Bognæs Storskov er en varieret skov med en del bøgehøjskov og en del nåletræskulturer. Det er især i hele skovbrynet langs fjorden at der vokser gamle bøge og ege. Den mest værdifulde bevoksning er den nordøstlige del af skoven, Egehoved, med ca. 40 fritstående ege af betydelig alder (400-600 år). De er en rest af en gammel græsningsskov som nu er omfattet af en deklarationsfredning. I den sydlige del af skoven ved Kragevig findes ca. 15 gamle ege (300-600 år) som alle står frit og eksponeret. Også dette område er omfattet af deklarationsfredning.

Der er mellem ejeren og Skov- og Naturstyrelsen indgået en tinglyst aftale om at bevare og pleje 44 gamle egetræer (ca. 400-600 år) på Ege-

hoved i Bognæs Storskov. Aftalen indebærer at de gamle træer bevares og løbende frihugges for omgivende opvækst. Aftalen udløber i 2012.

6.2.1 *Eremitbestanden*

Der blev i 1999 fundet eremitter i 16 ege i Bognæs Storskov. De otte træer voksede på Egehoved, fire ved Kragevig og fire i brynet i den sydlige og vestlige del af skoven. Kun en eg med eremit er tilsyneladende knækket i orkanen den 3. december 1999. Det er værd at bemærke at arten nu udelukkende er fundet i eg i Bognæs Storskov. I begyndelse af 1990'erne og tidligere fandtes eremitterne også i bøg især i det sydvendte bryn. Men en del af de gamle bøge er siden blevet fældet. Eremitbestanden på Bognæs er formentlig den største i Danmark. Statistisk set kan de 16 værtstræer udvikle over 300 biller på Bognæs eller ca. ¼ af Danmarks samlede bestand. Larveantallet er mange gange større da udviklingen strækker sig over tre år.

6.2.2 *Udviklingstendens i bestandsstørrelsen*

Et præcist skøn over udviklingstendensen i bestandsstørrelsen er det ikke muligt at give da bestanden ikke blev opgjort i 1993. På Egehoved skønnes den at være stabil eller måske i fremgang efter at arealet er plejet i det seneste årti. Dels er kratopvækst fjernet omkring de store ege, og dels er de fleste rødgraner som skyggede for flere af egne, blevet fældet. I den øvrige del af Bognæs Storskov hvor eremitterne fandtes både i eg og bøg, er bestanden antagelig i tilbagegang. F.eks. er nogle gamle bøge med eremitter de seneste årtier fældet eller væltet i storm og hugget til brænde. Samlet vurderes eremitbestanden på Bognæs at være stabil eller med tendens til tilbagegang fordi en del gamle træer er forsvundet siden kortlægningen i 1993.

6.2.3 *Bevaringsstatus for habitatet*

Bevaringsstatus for habitatet er ændret i gunstig retning på Egehoved efter pleje af området i nyere tid. I den øvrige del af Bognæs Storskov vurderes status at være ugunstig da der stadig fældes og fjernes en del ældre bøge som kunne udvikle sig som erstatningstræer for de gamle. Bevaringsstatus for habitatet som helhed anses for gunstig.

6.2.4 *Trusler og optimering af habitatet*

Fældning af ældre bøge og sankning af døde stammer og større grene især af eg og bøg bør begrænses mest muligt. Fortsat rydning omkring gamle ege og fældning af de sidste rødgraner som skygger for de gamle ege på Egehoved, vil yderligere forbedre området.

6.3 **EF-habitatområde nr. 141, Nordlige del af Sorø Sønderskov**

Habitatområdet omfatter den del af Sorø Sønderskov som omkranser Flommen mod syd og mod nord strækker sig helt til Sorøs østlige ud-

kant. Desuden er næsset Egevang ved Sorø Sø inkluderet. Det er kun i Egevang og især i Sorø Sønderskov på begge sider af Filosofgangen at der er fundet eremit i nyere tid. Egevang er et tidligere græsset område som nu domineres af store, gamle ege der i den østlige del står frit og lysåbent. Langs søen er skoven tættere og består mest af ask, elm og el. I Sorø Sønderskov er der en del store, gamle bøge, elme og ege, og i de fugtigere partier en del ask og el. De fleste elme er ramt af elmesyge, og en del er fældet. En smal bræmme i Bulbro Skov langs Flommen hører også til habitatområdet. Her er eremitten vistnok aldrig fundet, men det sydvendte bryn med mange ældre bøge kunne være basis for en eremitbestand.

Habitatområdet er bortset fra Egevang deklareret fredet i 1977. De fredede arealer skal bevares i den tilstand og med den driftsform de havde i 1977. Tilstand og driftsform for området langs Filosofgangen blev beskrevet som gammel naturskov med et særligt præg af lystskovsdrift og med 100-300 år gamle træer af bøg og mange andre træarter repræsenteret i alle aldre. Fredningsmyndighederne kan efter forhandling med ejeren foretage naturpleje af udyrkede arealer.

6.3.1 *Eremitbestanden*

I 1999 blev eremitter fundet i fem træer. I Egevang i en stor hul eg og i Sorø Sønderskov tæt ved Filosofgangen i to store bøgetræer som endnu lever, samt i en bøgestamme og en askestamme som begge knækkede i orkanen den 3. december 1999. Mærkeligt nok er arten ikke fundet i de store ege i Sorø Sønderskov hverken nu eller ved kortlægningen i 1993. Mange af disse ege er hule og potentielle levesteder, men de står sandsynligvis for mørkt for arten. Kortlægningsresultatet er meget spinkelt til en vurdering af eremitbestanden. De fem træer er statistisk grundlag for udvikling af ca. 100 biller.

6.3.2 *Udviklingstendens i bestandsstørrelsen*

Da bestanden ikke er opgjort i 1993, er det ikke muligt at vurdere udviklingstendensen i bestandsstørrelsen med større præcision. Men fordi en del træer er fjernet fra habitatet efter kortlægningen i 1993, skønnes den at være i tilbagegang.

6.3.3 *Bevaringsstatus for habitatet*

I Egevang er bevaringsstatus tilfredsstillende da der kun er foretaget få indgreb i området. De store ege står frit og lysåbent og kan leve mange år endnu. I orkanen den 3. december 1999 knækkede kun en af de største ege, mens adskillige andre gamle løvtræer faldt. Der er ikke yngre ege til erstatning for de gamle, men en del andre løvtræer som på længere sigt kan udvikle sig til egnede levesteder. I Sorø Sønderskov er der fældet en del syge elmetræer, især langs Filosofgangen hvor de kan være til fare for publikum. Men andre steder i skoven er også gamle bøge og ege fjernet de seneste år. Orkanen har yderligere gjort stort indhug i de gamle bøge som nu ligger på jorden. Det er vigtigt at de hule stammer og grene ikke fjernes fra habitatet. Sorø Sønderskovs

nordlige del har i over hundrede år været drevet i lystskovsdrift som i høj grad har skånet gamle træer. Skal habitatet bevares som et væsentligt levested for eremit, må denne driftsform fortsætte, hvilket også indgår i fredningen. Bevaringsstatus for habitatet som helhed vurderes som gunstig.

6.3.4 *Trusler og optimering af habitatet*

De alvorligste trusler er en eventuel fjernelse af hule træer som orkanen væltede eller knækkede, og yderligere fældning af ældre træer især langs Filosofgangen. En moderat rydning af skyggegivende bevoksning omkring de gamle ege i Sorø Sønderkov kunne være til gavn for træerne og eremitten.

6.4 **EF-habitatområde nr. 144, skove ved Vemmetofte**

Habitatområdet omfatter to adskilte skove, Vemmetofte Dyrehave og en smal bræmme i Vemmetofte Strandskov langs Fakse Bugt. Eremitter er senest fundet i Strandskoven i 1953, og det har ikke været muligt at efterforske det nøjagtige findested i skoven som meget vel kan været uden for det nuværende habitatområde. Det er især i Strandskovens nordlige del der er størst mulighed for eremitforekomst især i hule ege. I Vemmetofte Dyrehave er eremitten helt overvejende knyttet til de ældste ege (500-600 år) som findes spredt især i den midterste del af skoven samt på græsningsarealet ud for skovens sydøstligste hjørne. Sidstnævnte område er en indhegnet mark med en del fritstående ege som ikke er indlemmet i EF-habitatområdet. Vemmetofte Dyrehave er en meget varieret løvskov med en del gamle træer. Foruden egne skal områdets gamle bøge- og asketræer fremhæves samt den gamle allé af hestekastanie. Siden 1993 er der fældet enkelte ege og bøge, og der foregår til stadighed sankning af stammer og grene som er faldet til jorden. De fleste af de gamle ege står nu frit og lysåbent efter at der er ryddet omkring træerne. I et areal med graner står der flere store ege som er næsten udgåede pga. skygge. I de seneste år er en del graner fældet omkring disse ege så der også her er skabt bedre livsbetingelser for eremitten.

6.4.1 *Eremitbestanden*

Eremitten blev i 1999 fundet i seks træer i Vemmetofte Dyrehave. Fem gamle ege og en ask som senere knækkede i orkanen. Desuden fandtes arten i tre fritstående ege på marken tæt ved skoven. Vemmetofte Dyrehave har en stor eremitbestand som på længere sigt vil have gode udviklingsmuligheder da der findes træer af alle aldre. Bestanden vurderes statistisk at udgøre omkring 150 biller i selve habitatområdet og ca. 60 i træerne lige uden for habitatgrænsen.

6.4.2 *Udviklingstendens i bestandsstørrelsen*

Bestanden blev ikke opgjort i 1993, og det er derfor ikke muligt at give et sikkert skøn over udviklingstendensen. Men eremitten blev i 1993

kun fundet i et træ lige uden for habitatgrænsen og var i øvrigt ikke fundet i Vemmetofte Dyrehave siden 1959. Bestanden skønnes derfor at være i fremgang pga. det relativt store antal træer med eremit.

6.4.3 *Bevaringsstatus for habitaten*

Bevaringsstatus for habitatområdet som helhed anses for gunstig da der på længere sigt er skabt gode muligheder for en stabil eremitbestand især i Vemmetofte Dyrehave.

6.4.4 *Trusler og optimering af habitaten*

Græsningen er ophørt i Vemmetofte Dyrehave, og derfor er det nødvendigt at fortsætte med rydning omkring de gamle træer. Det er vigtigt at stormfældede hule træer ikke fjernes fra skoven hvis bestanden af eremit skal bevares.

6.5 **EF-habitatområde nr. 151, Lekkende Dyrehave**

Størstedelen af Lekkende Dyrehave blev i 1996 udlagt til urørt skov i henhold til Skovlovens § 21. Formålet er "at sikre de 200-300 årige bøge og ege mod fældning og opskovning i resten af deres levetid og derved sikre levesteder for den eksisterende population af eremit og andre insekter (eks. smældere), der netop er afhængig af forekomsten af gamle, hule træer". Arealets tidligere udnyttelse til dyrehave blev ophævet ved samme lejlighed. Habitatområdet bærer endnu præg af græsning da der næsten ikke er naturlig selvforyngelse af bøg og eg. En del af de gamle bøge blev fældet eller faldt under stormvejr, hvilket resulterede i en betragtelig forringelse af livsbetingelserne for eremitterne inden arealet blev udpeget som habitatområde. Der er dog endnu en del ældre bøge spredt i hele området. Af ege skal fremhæves de store fritstående træer i den vestlige del af arealet ved 'Lerhuset' og i det østvendte bryn. Orkanen 3. december 1999 knækkede eller væltede en del gamle bøge og få ege som i henhold til plejeaftalen skal blive liggende i habitatområdet.

6.5.1 *Eremitbestanden*

I 1999 blev der fundet eremit i fire egetræer i Lekkende Dyrehave. De tre står tæt ved 'Lerhuset' og den fjerde i den østlige del af habitatområdet. Arten blev mærkeligt nok ikke observeret i bøg, heller ikke i de af orkanen væltede eller knækkede træer selvom flere af dem var hule. I begyndelsen af 1990'erne fandtes eremitterne i flere fældede bøge. Der er dog næppe tvivl om at den stadig lever i flere af de høje bøgestammer i hulheder som er vanskeligt tilgængelige. Statistisk kan 80 biller udvikles af de fire registrerede værtstræer. Dette tal forekommer urealistisk lavt i betragtning af det store antal træer der findes som potentielle levesteder for eremitter i habitatområdet som helhed.

6.5.2 *Udviklingstendens i bestandsstørrelsen*

Bestanden er ikke opgjort i 1993, og det er derfor ikke muligt at give et sikkert skøn over udviklingstendensen. I betragtning af det store antal træer som eremitten tidligere fandtes i, vurderes bestanden at være i tilbagegang.

6.5.3 *Bevaringsstatus for habitatet*

Bevaringsstatus må anses for gunstig da habitatet er beskyttet af en aftale som er indgået i medfør af Skovloven (tidligere § 21 nu § 18) om urørt skov. Aftalen indebærer bl.a. at træer, døde så vel som levende, ikke må fjernes fra habitatet.

6.5.4 *Trusler og optimering af habitatet*

Da habitatet blev udlagt til urørt skov, blev den tidligere dyrehave nedlagt, og græsningen ophørte samtidig. Det var netop græsningen som har udviklet skoven til et egnet levested for eremit. Man kan derfor frygte at skoven vil miste det åbne dyrehavepræg og udvikle sig til mørk, sluttet skov. Den udeblevne selvforyngelse tyder dog ikke på at denne ændring er nært forestående. En forbedring af habitatet på længere sigt vil inkludere at der vokser træer af alle aldre.

6.6 **EF-habitatområde nr. 153, Maltrup Skov**

Habitatområdet består af to små holme i skovens nordøstlige del ud mod Saksøbing Fjord. De er adskilt af en rørsump mod sydvest således at habitatområdet nærmest består af to isolerede arealer. Den sydligste holme (med Ideshøj) er domineret af en del fritstående hule ege og bøge af betydelig alder. I den nordlige holme er jordbunden mere fugtig med en lille ellesump mod vest. På arealet vokser ca. ti fritstående ege som næsten alle er hule. Uden for habitatområdet på den modsatte side af rørsumpen ved den sydlige holme findes ligeledes nogle gamle hule ege som rest af en større egebevoksning. Orkanen den 3. december 1999 har kun anrettet ubetydelig skade på enkelte træer i habitatområdet.

6.6.1 *Eremitbestanden*

I 1999 blev der fundet eremitter i seks ege i habitatområdet. Fire træer på den sydlige holme og to træer på den nordlige. Desuden fandtes den i fire ege som vokser uden for habitatområdet på den modsatte side af rørsumpen. På den sydlige holme fandtes arten i en stor egestamme som væltede for et par år siden, og i en eg som står tæt ved. I begyndelsen af 1990'erne fandtes der også eremitter i væltede bøgestammer i dette område. Selvom arten ikke blev observeret i bøg i 1999, er der ingen tvivl om at den stadig lever i en del af de gamle træer især langs fjorden. Men de er vanskelige at undersøge da hullhederne er placeret højt oppe i stammerne. På den nordlige holme fandtes fire træer med eremitter, og de var formentlig i flere. Eremitbestanden i Maltrup Skov vurderes som betydelig. Statistisk kan de seks værtstræer i habitatområdet

udvikle omkring 120 biller og de fire træer uden for området omkring 80 individer.

6.6.2 *Udviklingstendens i bestandsstørrelsen*

Bestanden blev ikke opgjort i 1993, og det er derfor ikke muligt at give et sikkert skøn over udviklingstendensen. Den bliver vurderet at være stabil da habitatet ikke er ændret meget siden dengang. På længere sigt kan måske ventes en negativ bestandsudvikling da der mangler yngre træer som kan udvikle sig til nye levesteder.

6.6.3 *Bevaringsstatus for habitatet*

Bevaringsstatus vurderes som gunstig da der ikke er fjernet træer fra habitatet siden kortlægningen i 1993. Desuden står træerne åbent eller halvåbent og er uden plejebestand.

6.6.4 *Trusler og optimering af habitatet*

De to isolerede arealer er måske for små til at eremitten på længere sigt kan opretholde bestanden i habitatområdet. Der er heller ikke mange yngre træer til erstatning for de gamle. Derfor kan habitatet på længere sigt udvikle sig utilfredsstillende selvom den nu må betegnes som en af de bedste levesteder for eremitten i Danmark. Habitatet kan yderligere optimeres ved udvidelse således at skovbræmmen på den anden side af rørsumpen inddrages. Herved kan bestanden af eremitter i de to arealer sammenkøbes og bedre sikres i fremtiden.

6.7 **EF-habitatområde nr. 155, Krenkerup Haveskov**

Det er en naturskov som ejerne har ladet være urørt i meget lang tid, måske 150 år, og som nu er administrativt fredet af ejeren. Skoven er afvekslende med bøge på 200-300 år stående på høj bund, færre ege på 300-400 år samt en del rødler, ask og skærmelm på lav bund. Egene er stedvis lavbullede i randen af tidligere åbne områder. Bøgene er meget store og høje. Skoven blev hårdt ramt af stormfaldet i 1967, og store dele er nu præget af tæt opvækst af især ask og ær pga. ringe græsning (Møller 1990). Også orkanen den 3. december 1999 har væltet eller knækket en del af de resterende gamle træer.

6.7.1 *Eremitterbestanden*

Eremitten blev i 1999 fundet i fem træer i Krenkerup Haveskov. Tre ege og to bøge i den nordlige og østlige del af skoven. En af bøgene er siden knækket i orkanen. I betragtning af de mange potentielle levesteder som findes overalt i skoven, er bestanden lille. Det skyldes måske, at underskoven er meget mørk og sluttet pga. kraftig opvækst, hvilket vil få eremitterne til at søge højere op i stammerne hvor det er vanskeligt eller umuligt at undersøge hulhederne. Statistisk kan 100 biller udvikles i de fem registrerede værtstræer, men bestanden er nok endnu større.

6.7.2 *Udviklingstendens i bestandsstørrelsen*

Bestanden blev ikke vurderet i 1993, men udviklingstendensen skønnes alligevel at være i tilbagegang fordi der for få årtier siden fandtes flere træer med eremit. Underskoven er nu meget mørk pga. opvækst, og der er ingen tvivl om at en del af bestanden af eremit er flyttet højere op i træerne hvor den er umulig at overvåge. Der er også optimale levesteder i de gamle allétræer som udgår fra Haveskoven, dvs. at en del af bestanden kan have flyttet sig væk fra Haveskoven og ud i disse træer. Alléerne er imidlertid ikke undersøgt for eremitter.

6.7.3 *Bevaringsstatus for habitatet*

Bevaringsstatus for habitatet er ikke tilfredsstillende i relation til artens biotopkrav. Fra at være en lysåben dyrehave (før 1900) er den nu en mørk urørt skov. Ændringen blev særlig mærkbar efter det voldsomme stormfald i 1967 som gav plads for den kraftige opvækst af især ask. Habitatet er imidlertid et enestående eksempel på en dynamisk udviklet skov hvis videre forløb bør følges med interesse. Det kan derfor ikke anbefales at der foretages drastiske ændringer i driftsformen som vil forstyrre den naturlige udvikling.

6.7.4 *Trusler og optimering af habitatet*

Da Haveskoven er fredet af ejeren og udlagt som urørt skov, er der ingen umiddelbare planer om driftsændringer. En eventuel pleje i form af rydning af især ær vil forbedre livsbetingelserne for eremitterne. Optimering af habitatet kan være inddragelse af alléerne, idet det er af betydning for bestanden af eremit i området at allétræerne bevares.

6.8 **EF-habitatområde nr. 157, Halsted Kloster Dyrehave**

Det er kun den sydvestligste del af Dyrehaven som er udpeget til habitatområde. Det er her de fleste af skovens gamle træer vokser. Egene er 200-400 år, og mange er omfangsrige og vokser i åben eller halvåben skov. Desuden gennemskæres arealet af nogle gamle lindealléer, og der findes enkelte bøge på 200-300 år samt nogle få store elmetræer som er ramt af elmesyge.

Halsted Kloster er beskyttet gennem en deklarationsfredning fra 2. august 1995. Fredningens formål er bl.a. at bevare og forbedre de naturhistoriske kvaliteter og skovens karakter. Fritstående træer på landbrugsarealer skal bevares (og genplantes efter død), ligesom gamle træer i Dyrehaven skal lades urørte - også efter at de er udgåede. Endvidere kan amtet lade foretage naturpleje, herunder lysning omkring de gamle træer. Bestanden af eremit var medvirkende årsag til disse bestemmelser.

6.8.1 *Eremitbestanden*

I 1999 blev der fundet eremitter i tre træer i den østlige del af habitat-

området i Halsted Kloster Dyrehave. I en levende hul eg, en levende hul bøg og en væltet egestamme lidt vest for Rævehøj. Arten blev først opdaget på denne lokalitet i 1991 da en død bille fandtes i en nedfalden hul egegren. I betragtning af den store mængde larveekskremer som blev set i den væltede eg, må eremitbestanden de seneste år have været betydelig alene i denne stamme. Der er gode muligheder for artens fortsatte eksistens i habitatområdet og andre steder i skoven hvor der er en del gamle træer. F.eks. fandtes en død eremit i 1998 i en gennemsavet egestamme som var væltet ved 'Gravstedet' og transporteret væk for at blive savet igennem. Fra habitatområdet er der tilsyneladende ikke fældet træer eller fjernet døde stammer eller større grene som er faldet til jorden siden kortlægningen i 1993. Statistisk kan der af de tre opdagede værtstræer udvikles omkring 60 biller, men bestanden i habitatområdet skønnes at være betydeligt større.

6.8.2 *Udviklingstendens i bestandsstørrelsen*

Bestanden blev ikke opgjort i 1993, og udviklingstendensen kan derfor ikke vurderes.

Alligevel skønnes bestanden at være i fremgang da der er konstateret flere levesteder end tidligere, og habitatene ikke er ændret siden 1993. På længere sigt vil der være mulighed for en stabil bestand af eremit da der findes træer i alle aldre.

6.8.3 *Bevaringsstatus for habitatene*

Bevaringsstatus for Halsted Kloster Dyrehave må anses for gunstig, da den ikke har ændret sig væsentligt siden kortlægningen i 1993 og blev fredet i 1995.

6.8.4 *Trusler og optimering af habitatene*

Da der ikke længere er græsning i Halsted Kloster Dyrehave, er der nu skyggegivende opvækst omkring flere af de gamle ege. Det kan derfor være nødvendigt at foretage pleje i form af moderat rydning omkring træerne. Dette er der åbnet mulighed for i fredningen.

6.9 **EF-habitatnr. 180, Oreby Skov**

Habitatområdet strækker sig i næsten hele skovens længde i en smal bræmme langs Smålandsfarvandet. Denne del af skoven består mest af ældre bøg og eg. Der er kun få store ege tilbage, men gamle egestubbe tyder på tidligere større egebevoksninger. I den østligste del står den største eg som er brandskadet og næsten helt udgået.

6.9.1 *Eremitbestanden*

I 1999 fandtes eremit i to ege i Oreby Skov. Det ene træ er den ovennævnte brændte eg hvori arten også levede i 1993, det andet er en ca.

200 årig eg i skovens vestlige del. De to træer står med ca. to kilometers afstand, hvilket tyder på en i hvert fald tidligere sammenhængende eremitbestand. Arten fandtes omkring 1990 i den østlige del af skoven i endnu en eg som siden er fjernet. Det er formentlig en meget lille eremitbestand der er tilbage i Oreby Skov. Der er dog den mulighed at arten skjuler sig i andre af de hule træer som findes langs kysten. De to opdagede værtstræer kan statistisk udvikle omkring 40 biller.

6.9.2 *Udviklingstendens i bestandsstørrelsen*

Bestandsstørrelsen blev ikke opgjort i 1993, og udviklingstendensen kan derfor ikke vurderes præcist. Det er sandsynligt at der i Oreby Skov findes en lille, men stabil eremitbestand.

Den må endvidere betegnes som sårbar da arten kun fandtes i to isolerede træer.

6.9.3 *Bevaringsstatus for habitatet*

Bevaringsstatus for habitatområdet vurderes som gunstig, idet der ikke er fjernet træer fra området siden 1993.

6.9.4 *Trusler og optimering af habitatet*

Egen med eremit i den vestlige del af Oreby Skov står i et grænseområde med nyplantning af gran som kan vokse op og overskygge træet.

6.10 **EF-habitatområde nr. 198, Vallø Dyrehave**

I 1981 blev ca. 1.380 ha af Vallø Gods fredet, herunder hele Vallø Dyrehave. Det fredede område skal bevares med den tilstand der var i 1981. For Dyrehaven er det konkretiseret ved at bevoksningen fortrinsvis af bøg og eg og med åbne sletter skal bibeholdes. Fritstående træer må ikke fældes. Alléer skal opretholdes. Foretages der fældning på længere allétrækninger skal der snarest genplantes.

Habitatområdet blev udpeget i 1998 til kun at omfatte Vallø Dyrehave. Der var i begyndelsen af 1990'erne også store forekomster af arten især i den gamle lindeallé i Slotsparken og i lindealléen ud for skoven langs landevejen fra Vallø Slot og nordpå. Det meste af alléen i Slotsparken og samtlige allétræer ved landevejen blev fældet omkring 1990. En stor del af eremitbestanden gik hermed tabt da hule stammer med hundredvis af eremitlarver blev skåret i stykker og transporteret væk for at blive ophugget til brænde. Det var en stor del af en af Danmarks største eremitpopulationer som forsvandt ved dette indgreb. Der er dog stadig en del gamle træer tilbage i Vallø Dyrehave.

Habitatområdet består overvejende af bøgebevoksninger af forskellig alder med spredte forekomster af meget store og gamle træer. Desuden gennemskæres Dyrehaven af en delvis udgået hestekastanieallé med mange hule træer. Der er også en mindre ellesump hvor eremitter tidli-

gere er fundet. Ege er sjældnere i skoven, men nogle yngre træer findes skjult mellem bøgene. I de seneste år er der fældet og fjernet væltede træer fra skoven. Det uheldige i udviklingen er blevet nævnt for ejeren i 1993 og tidligere. Orkanen den 3. december 1999 væltede eller knækkede flere af de gamle bøge og allétræer.

6.10.1 *Eremitbestanden*

Eremitten fandtes i 1999 i syv træer i Vallø Dyrehave. Fire af træerne er gamle bøge og tre er kastanietræer i alléerne. To af levestederne i bøgene blev først opdaget efter at orkanen den 3. december 1999 knækkede træerne hvorved en del larver faldt ud af de hule stammer og lå på jorden. Hulhederne befandt sig i ca. 15 meters højde og var umulige at undersøge hvis ikke træerne var knækket. Det viser klart at der må være uopdagede levesteder for eremit i flere af de høje bøge. Statistisk kan de fundne værtstræer være udklækningssted for omkring 140 biller, men bestanden skønnes at være betydeligt større.

6.10.2 *Udviklingstendens i bestandsstørrelsen*

Bestandsstørrelsen blev ikke opgjort i 1993, og udviklingstendensen kan derfor ikke vurderes. I betragtning af det store antal værtstræer, som opdagedes da allétræerne blev fældet i 1990, er det et bemærkelsesværdigt lille antal træer med eremitter som nu er fundet. På baggrund af den negative udvikling habitatet har gennemgået specielt i årene op til kortlægningen i 1993 og senere, vurderes eremitbestanden i Vallø Dyrehave at være i tilbagegang.

6.10.3 *Bevaringsstatus for habitatet*

Selvom habitatet har udviklet sig negativt de sidste årtier, er der mange potentielle levesteder tilbage for eremit som stadig har en stor bestand i Vallø Dyrehave. Derfor vurderes bevaringsstatus som gunstig.

6.10.4 *Trusler og optimering af habitatet*

Den største trussel er en yderligere fjernelse af gamle træer fra Vallø Dyrehave som især udføres af en del sankere og privatskovere.

7 **Vurdering af eremitbestanden i Danmark 1999**

En svensk undersøgelse baseret på statistiske analyser af levende eremitter fra fælder i hule ege (Ranius 1995) vurderer at et værtstræ i gennemsnit kan udvikle 20 biller på et år. Hvis beregningerne er pålidelige, og tallet overføres til danske forhold, vil bestanden i Danmark være omkring 1.200 biller og adskillige gange flere larver i de 61 træer som var resultat af kortlægningen i 1999. Det er naturligvis et skøn med en

betydelig fejlmargen da det faktiske antal træer med eremitter helt sikkert er større end konstateret i 1999. Der findes ingen kortlægningsmetode som kan give en pålidelig bestandsopgørelse pga. artens skjulte levevis både som larve og bille. Der er dog næppe tvivl om at den nuværende bestand i Danmark må betegnes som lille i sammenligning med f.eks. Sverige hvor eremitten hidtil er fundet på ca. 100 lokaliteter. Der er desuden grund til bekymring for artens fremtid her i landet fordi de ni aktuelle levesteder er isoleret fra hinanden med mange kilometers afstand. Vurderingen bygger på artens ringe spredningsevne som vanskeliggør etablering andre steder. Der er f.eks. ikke registreret nye lokaliteter for eremitten i Danmark siden 1993 selvom den er blevet eftersøgt i de mellemliggende år. I den seneste rødliste fra 1997 (Stoltze & Pihl 1998) er den opført som akut truet (E) altså en yderligere skærpelse i forhold til den forrige rødliste hvor arten blev betegnet som sårbar (V).

8 Vurdering af udviklingstendens for bestanden i Danmark

Bestanden af eremit i de 10 habitatområder blev ikke opgjort ved kortlægningen i 1993, og der foreligger ingen tidligere opgørelser. Derfor kan udviklingstendensen i bestandsstørrelsen ikke vurderes. Alligevel er der i denne rapport foretaget et skøn over udviklingen siden sidste kortlægning og i enkelte tilfælde tilbage til omkring 1991, da eremit blev fredet i Danmark. Udviklingstendensen i bestandsstørrelsen i Danmark i 1999 vurderes at være tilbagegang på basis af følgende:

Fremgang: 2 habitater
Stabil: 3 habitater
Tilbagegang: 5 habitater

9 Vurdering af bevaringsstatus for samtlige habitater

Den samlede bevaringsstatus for artens levesteder vurderes som gunstig på basis af følgende:

Gunstig: 9 habitater
Ikke tilfredsstillende: 1 habitat

Selvom artens levesteder vurderes at være i en gunstig tilstand, kan det ikke udelukkes at artens bevaringsstatus kan være eller blive ugunstig som følge af de negative virkninger af isolation og små populationer.

Samlet vurderes den nationale bevaringsstatus for eremit som usikker.

10 Trusler og optimering af habitaterne

Der er i medfør af bekendtgørelse nr. 67 af 4. februar 1991 om fredning af krybdyr, padder, hvirvelløse dyr, planter mm. forbud mod inddrivning af eremitter i alle stadier.

Den største trussel mod eremitbestandene er ødelæggelse af billens levesteder, dvs. fældning og fjernelse af væltede træer.

I statsskovene Teglstrup Hegn og Hammermølle Skov (habitatområde nr. 114) er der en effektiv beskyttelse af eremitternes levesteder idet det indgår i forvaltningen og driften af statsskovene.

I Bognæs Storskov ved Roskilde Fjord (habitatområde nr. 120) er der indtil år 2012 effektiv beskyttelse af eremitternes levesteder gennem en tinglyst aftale om bevaring og pleje af de gamle egetræer.

Der findes en deklarationsfredning som beskytter eremitternes levested i den nordlige del af Sorø Sønderskov (habitatområde nr. 141). En lille del af habitatområdet er dog ikke omfattet af fredningen.

I Lekkende Dyrehave (habitatområde nr. 151) som er udlagt til urørt skov, er der en effektiv beskyttelse af eremitternes levesteder da ingen træer i henhold til den indgåede, tinglyste skovlovsaftale må fjernes fra området.

Krenkerup Haveskov (habitatområde nr. 155) er administrativt fredet som urørt skov af ejeren, og der er med den nuværende ejer god beskyttelse af eremitternes levesteder. I Halsted Kloster Dyrehave (habitatområde nr. 157) er eremitternes levesteder beskyttet gennem en deklarationsfredning fra 1995. Bl.a. skal gamle træer lades urørte, også efter at de er udgåede. Endvidere kan amtet foretage lysning omkring de gamle træer. Bestanden af eremit indgik som en af årsagerne til disse bestemmelser.

Vallø Dyrehave (habitatområde nr. 198) er fredet med bestemmelser som sikrer at området også på lang sigt vil opretholde sin karakter og dermed også kunne opretholde eremitbestanden.

De øvrige arealer, skove ved Vemmetofte (habitatområde nr. 144), Maltrup Skov (habitatområde nr. 153) samt Oreby Skov (habitatområde nr. 180) er sikret gennem fredskovsplikten, men der er ikke konkrete aftaler eller bestemmelser der sigter direkte på at beskytte eremitternes levesteder. De fleste af habitatområderne har tidligere været græsset som dyrehaver. Efter ophør af græsning truer skyggegivende opvækst eremitternes levesteder i flere habitatområder. De skal derfor plejes ved afrydning af opvækst omkring træerne hvis eremitterne skal bevares. En anden mulighed for optimering af habitaterne er at genetablere græsning.

11 Sammenfatning

Kortlægning af eremit i 1999 resulterede i genfund af arten i ni af de ti EF-habitatområder som er udpeget for arten på grundlag af kortlægningen i 1993. De seks habitater er beliggende på Sjælland (Bognæs Storskov, Vallø Dyrehave, Vemmetofte Dyrehave, Lekkende Dyrehave, Sorø Sønderskov og Oreby Skov) og de tre øvrige på Lolland (Krenkerup Haveskov, Maltrup Skov og Halsted Kloster Dyrehave). Kun i Hammermølle Skov/Teglstrup Hegn blev der ikke genfundet eremit. Der er heller ikke registreret nye lokaliteter siden kortlægningen i 1993. Eremitter blev fundet i 61 træer hvoraf de 49 var levende på undersøgelsestidspunktet.

Flest individer fandtes i gamle hule ege (46), i bøg (10), hestekastanie (3) og ask (2).

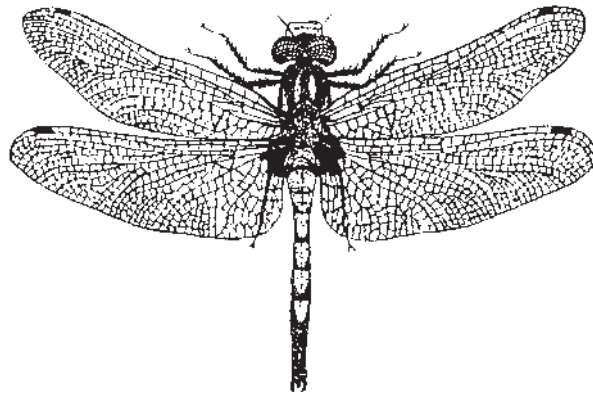
Bestanden af eremit i Danmark har sandsynligvis ændret sig negativt fra sidste kortlægning i 1993 hvor bestanden ganske vist ikke blev opgjort. Men der er næppe tvivl om at arten er blevet sjældnere ud fra en konstatering af at der er færre levesteder tilbage. Det skønnes at eremitbestanden ved udgangen af 1999 består af så mange larver at de i sommeren 2000 kan udvikle sig til omkring 1.200 biller. Vurderingen skal tages med forbehold da kortlægningsresultatet er behæftet med stor usikkerhed. En kortlægning af eremitter er særdeles vanskelig at udføre fordi arten lever skjult i svært tilgængelige hulheder ofte højt oppe i stammer og store kronetrene.

12 Litteratur

- Martin, O. 1993: Fredede insekter i Danmark. Del 1: Introduktion. Del 2: Biller knyttet til skov. - Entomologiske Meddelelser 61: 61-76.
- Martin, O. 1994: Overvågning af eremitten (*Osmoderma eremita*) i Danmark 1993. - Rapport til Skov- og Naturstyrelsen.
- Møller, P. Friis 1990: Naturskove i Danmark. En foreløbig opgørelse over danske naturskove udenfor statskovene. - Miljøministeriet, Danmarks Geologiske Undersøgelser.
- Ranius, T. 1995: Läderbaggens (*Osmoderma eremita*) förekomst och spridningsbiologi. Preliminära resultat från en undersökning i Bjärka-Säby, Östergötland. - Rapport. Lund.
- Ranius, T. & Nilsson, S.G. 1997: Habitat of *Osmoderma eremita* Scop. (Coleoptera: Scarabaeidae) a beetle living in hollow trees. - Journal of Insect Conservation I: 193-204
- Stoltze, M. & Pihl, S. 1998: Røddliste 1997 over planter og dyr i Danmark. - Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser, Skov- og Naturstyrelsen.
- Strömberg, C. 1962: Nyere fund og klækninger af de to torbister *Osmoderma eremita* Scop. og *Gnorimus octopunctatus* F. Flora og Fauna 68: 70-73.

Kortlægning af akut truede, sårbare eller sjældne guldsmede i Danmark 1999

Ole Fogh Nielsen, EntoConsult



Leucorrhinia pectoralis

1 Indledning

Der er i sommeren 1999 foretaget undersøgelser og registreringer af de akut truede guldsmede: Hue-vandnymfe *Coenagrion armatum*, spidsplettet libel *Libellula fulva*, lille blåpil *Orthetrum coerulescens*, stor kær-guldsmed *Leucorrhinia pectoralis*, den sårbare grøn mosaikguldsmed *Aeshna viridis* og den sjældne grøn kølleguldsmed *Ophiogomphus cecilia*. De tre sidstnævnte arter er omfattet af EF-Habitatdirektivets bilag IV, stor kærguldsmed og grøn kølleguldsmed er desuden på bilag II

Der er med enkelte undtagelser blevet foretaget undersøgelser på alle de ynglelokaliteter hvor de 6 guldsmedearter inden for de sidste 10 år er blevet registreret, og for nogle arters vedkommende er også flere lokaliteter blevet undersøgt hvor arten tidligere er registreret.

Der er især blevet ledt efter voksne guldsmede, men da vejret i perioder har været ret ustabil, er der blevet brugt en del tid på eftersøgning af tomme larvehuder. Med mindre andet er nævnt, er undersøgelserne og observationerne foretaget af forfatteren.

I rapporten gennemgås de undersøgte guldsmedearters nuværende status, ligesom der gives en kort historisk oversigt over de pågældende arters udbredelse i Danmark - først og fremmest med vægt på udviklingen igennem de sidste 10 år (Holmen 1999). De forskellige ynglelokaliteters nuværende kvalitet og status er beskrevet og vurderet, og der gives forslag til eventuelle ændringer og forbedringer af disse.

I denne rapport følges den navngivning der er foreslået af Holmen & Pedersen (1996), og som også er brugt i "De danske guldsmede" (Nielsen 1998).

Tak

Tak til Lars Iversen, Næstved, for oplysninger om registrering af spidsplettet libel *Libellula fulva* og Mogens Holmen, Gadevang, for oplysninger om registrering af grøn mosaikguldsmed *Aeshna viridis* og stor kær-guldsmed *Leucorrhinia pectoralis*.

2 Metode

Der er foretaget en undersøgelse i form af en transektmåling langs bredzonen af den udvalgte lokalitet, der har omfattet såvel søer som åer. Registreringerne har fundet sted både frem og tilbage ad transekten. A: Alle sete imagines (voksne individer) over land, i rørskov og over vand er registreret. B: Alle exuvier (puppehylstre) både i vegetationen på land og i vand er indsamlet og artsbestemt. Der er brugt kikkert, lup, stereolup og net til registrering, indsamling og artsbestemmelse.

Der var stor forskel i tidsforbruget på de enkelte lokaliteter afhængig af

lokalitetens udstrækning. Der er desuden variation i fremgangsmåden på grund af lokalitetens topografi og de enkelte deles tilgængelighed. Der kan f.eks. være områder der ikke er besøgt på grund af vanskelige eller umulige adgangsforhold. Det er tilstræbt at besøge lokaliteterne i begyndelsen af flyvetiden da der her er mulighed for at finde puppehuder.

Der er følgende kommentarer til nogle af arterne:

- Hue-vandnymfe *Coena armatum*: Både voksne og puppehylstre er eftersøgt.
- Grøn mosaikguldsmed *Aeshna viridis*: Voksne individer er registreret flyvende over søer og kanaler. I flere tilfælde er de fundet patruljerende langs skovbryn nær søerne. Puppehylstre er fundet på krebseklo i søer.
- Grøn kølleguldsmed *Ophiogomphus cecilia*: Voksne individer er registreret flyvende over vandløb, puppehuder er især fundet ved eftersøgning ved og under broer. Den høje vegetation langs åløb gør det vanskeligt at finde puppehylstre langs selve åen. Eftersøgning fra kano vil muligvis kunne give gode resultater da puppehylstre sandsynligvis er placeret på tagrør uden over vandet.
- Spidspletet libel *Libellula fulva*: Voksne individer, oftest territoriehævdende hanner, er registreret langs bredden af søer og åer. Puppehylstre og nyforvandlede voksne individer er især fundet i rørzonen, men også undertiden på træer og buske på land.
- Lille blåpil *Orthetrum coerulescens*: Eftersøgt på samme måde som Grøn Kølleguldsmed.

3 Artsgennemgang

3.1 Hue-vandnymfe *Coenagrion armatum*

Hue-vandnymfe har altid været regnet for en af vore sjældne guldsmede. Siden 1800-tallet er den fundet spredt over det meste af landet, men mange af fundene er forholdsvis gamle - de fleste fra første halvdel af 1900-tallet - og inden for de sidste 10 år er arten kun registreret én gang: "en hun ved en af søerne ved Maribo i 1991" (Holmen 1999).

Der er i perioden 17. maj - 21. juni 1999 blevet ledt forgæves efter hue-vandnymfe dels ved Maribo-søerne, dels på et stort antal 'gamle' lokaliteter i Midt- og Nordjylland. Desuden er arten ligeledes forgæves blevet eftersøgt på adskillige potentielle ynglelokaliteter i Midtjylland hvor et antal større søer og mindre vandhuller blev undersøgt (Bilag 1).

Hue-vandnymfe må i dag anses for enten yderst sjælden og lokal eller muligvis uddød i Danmark. Arten er dog temmelig vanskelig at registrere da den har en meget tidlig og meget kort flyvetid. Den optræder desuden normalt i forholdsvis små bestande og lever oftest ret skjult i sumpvegetationen et godt stykke ude over vandet. Man kan derfor håbe på at der stadig findes oversete ynglebestande hist og her i landet.

Hue-vandnymfe yngler i rene, næringsrige søer, moser og vandhuller med mange forskellige vandplanter og en forholdsvis tæt bredvegetation af sumpplanter. Dens levesteder er meget sårbare over for eutrofiering og tilgroning, og det er sandsynligt at tilbagegangen i Danmark netop skyldes tilgroning og dermed ødelæggelse af ynglelokaliteterne. Arten er - alt efter vejret - på vingerne fra midten af maj og frem til slutningen af juni, men flyvetiden det enkelte år varer næppe mere end to uger (Nielsen 1998).

Lokaliteter med recente bestande (1999): 0.

3.2 Grøn mosaikguldsmed *Aeshna viridis*

Grøn mosaikguldsmed yngler i dag i to adskilte områder i Danmark. Dels i Nordøstsjælland hvor den har været registreret på ca. 25 lokaliteter siden slutningen af 1800-tallet, dels i Tøndermarsken hvor den har været kendt siden 1988. Indtil midten af 1900-tallet ynglede arten flere steder i Midtjylland, og enkelte eksemplarer - sandsynligvis strejfende individer - er desuden af og til observeret i andre dele af landet.

Inden for de sidste 10 år er grøn mosaikguldsmed kun registreret i et område i Tøndermarsken og på 5 lokaliteter i Nordøstsjælland. Desuden er der registreret enkelte individer på Fyn og i Midtjylland (Holmen 1999).

I 1999 er der ledt efter arten dels i Tøndermarsken, dels på 4 lokaliteter i Nordøstsjælland: Kattehave Mose syd for Allerød, Dam ved Nordsjællands Folkemuseum i Hillerød, Sø nordøst for Asminderød og Åkandesøen ved Rågeleje. Der er registreret imagines på alle de undersøgte lokaliteter, og på de to førstnævnte sjællandske ynglesteder er der endvidere fundet et stort antal tomme larvehuder (Bilag 2).

Det skønnes at grøn mosaikguldsmed trives i forholdsvis store bestande på de sjællandske ynglelokaliteter. Arten er kendt for at lægge sine æg i planten krebseklo *Stratiotes aloides* som findes i tætte, flydende bevoksninger på de undersøgte ynglelokaliteter. Levestederne er imidlertid sårbare over for eutrofiering med efterfølgende tilgroning der kan udrydde eller decimere krebseklobestanden. Flere af de sjællandske lokaliteter er forholdsvis små og kan være truet af overskygning og tilgroning fra de omkransende skove og krat. Desuden kan en kraftig oprensning af krebsekloen - med det formål at skabe 'pæne' søer - også være en trussel (Pedersen & Holmen 1994).

Arten vil muligvis kunne findes på andre lokaliteter i Nordsjælland, og der bør holdes øje med den ved søer og vandhuller hvor æglægningsplanten forekommer.

I Tøndermarsken er grøn mosaikguldsmed fundet ved åbent beliggende, næringsrige kanaler og grøfter. Også her synes den at forekomme i stort antal. Umiddelbart ser det ikke ud til at dette specielle levested er truet. Der er ikke fundet tomme larvehuder, ligesom det heller ikke er lykkedes at finde æglægningsplanten krebseklo, men i sommeren 1999 og i sommeren 1997 er der fundet adskillige helt nyforvandlede individer på stedet, og der er ingen tvivl om at arten yngler i området.

Kun en lille del af kanalerne og grøfterne i det meget store marskområde er undersøgt, og artens deltajerede udbredelse er således ukendt. Der er ikke fundet krebseklo i de kanaler hvor arten er registreret, og det er således uvist om arten i dette område eventuelt i visse tilfælde kan benytte andre planter ved æglægningen.

Grøn mosaikguldsmed er fredet i Danmark (Miljøministeriet 1991). Den er anført på EF-Habitatdirektivets bilag IV.

Lokaliteter med recente bestande (1999):

1. Tøndermarsken, Sønderjyllands Amt.
2. Kattehole Mose syd for Allerød, Frederiksborg Amt.
3. Dam ved Nordsjællands Folkemusum i Hillerød, Frederiksborg Amt.
4. Sø nordøst for Asminderød, Frederiksborg Amt.
5. Åkandesøen ved Rågeleje, Frederiksborg Amt.

3.3 Grøn kølleguldsmed *Ophiogomphus cecilia*

Grøn kølleguldsmed lever i åer, og den har siden begyndelsen af forrige århundrede været kendt udelukkende fra 4 store jyske åsystemer: Varde Å, Skjernå, Karup Å og Gudenå. Den findes stadig ved de 3 sidstnævnte systemer, men er ikke registreret ved Varde Å siden 1943 (Holmen 1999).

Grøn kølleguldsmed har tidligere været anset for sjælden og fåtallig, og Jensen (1972) regner den yderligere som stærkt aftagende. I de senere år ser det dog ud til at arten synes tiltaget i hyppighed, og inden for de sidste 10 år er der således flere fund fra Skjernå, Karup Å og Gudenå (Holmen, 1999).

Grøn kølleguldsmed er i perioden 1. juli - 11. juli 1999 registreret adskillige steder i de tre åsystemer. Der er fundet nyforvandlede imagines og tomme larvehuder på de fleste af de undersøgte lokaliteter, og det skønnes at arten trives i store og stabile bestande i alle tre åsystemer. I størst antal er den fundet i de nedre dele af åsystemerne (Bilag 3).

Grøn kølleguldsmed yngler i rene, iltrige og kølige åer og vandløb hvor larven lever nedgravet i sand og grus (Nielsen 1998). Levestederne er meget sårbare over for forurening og fysisk ødelæggelse (Pedersen & Holmen 1994), men umiddelbart ser det ud til at det arbejde der i de senere år er gjort for at forbedre forholdene i vore vandløb, har båret frugt. Artens ynglelokaliteter må derfor i dag anses for ikke-truede og i en god tilstand.

I takt med at forholdene i vore vandløb og åer yderligere forbedres, er det meget sandsynligt at grøn kølleguldsmed fremover vil kunne indvandre til større, rene vandløb i Jylland.

Grøn kølleguldsmed er fredet i Danmark (Miljøministeriet 1991). Arten er på EF-Habitatdirektivets bilag II og IV, og den indgår i udpegningsgrundlaget for følgende bevaringsområder: H40 Karup Å, H45 Gudenå og Gjærn Bakker, H61 Skjern Å.

Lokaliteter med recente bestande (1999):

1. Skjernå mellem Gjalbækbro syd for Borris og jernbanebroen syd for Skjern, Ringkøbing Amt.
2. Karup Å mellem Hagebro og Skive, Viborg Amt.
3. Gudenå mellem Kongensbro og Langå, Viborg Amt.
4. Nørreå (sideløb til Gudenå) ved Fladbro, Århus Amt.

3.4 Spidsplettet libel *Libellula fulva*

Spidsplettet libel har været kendt her i landet siden 1764 fra over 10 lokaliteter spredt på Sjælland, Fyn og i Jylland. De fleste fund er fra første halvdel af 1900-tallet, og siden 1950 er der kun kendskab til en stabil og vedvarende ynglebestand i Danmark, nemlig ved Slåensø syd-øst for Silkeborg.

I de sidste 10 år er spidsplettet libel fundet i stort antal ved Slåensø, og der er desuden registreret én han og én hun ved Almind sø syd for Silkeborg samt et enkelt individ nord for Hald Sø ved Viborg (Holmen 1999).

Ved undersøgelserne i perioden 4. juni - 8. juli 1999 er spidsplettet libel registreret ved Slåensø og Almind Sø. Den er desuden eftersøgt på flere af de gamle levesteder i Jylland og er genfundet ved Vejlsø og Vejlsø Mose syd for Silkeborg - to lokaliteter hvor arten blev fundet i store antal i første halvdel af det 20. århundrede. På alle 4 lokaliteter er der fundet mange imagines og tomme larvehuder, og det skønnes at arten trives i store og måske voksende bestande i alle 4 søer.

Der er også blevet ledt forgæves efter arten ved Hald Sø ved Viborg.

I juni 1999 er spidsplettet libel endvidere overraskende blevet fundet ynglende i Susåen fra Herlufsholm til Næstved (Lars Iversen, pers. medd. juni 1999). Der er registreret mange imagines, og der er desuden indsamlet et stort antal tomme larvehuder (Bilag 4).

Spidsplettet libel er en udpræget rentvandsart der yngler i rene, neutrale eller let næringsrige søer eller i rene, roligt strømmende åer eller floder (Nielsen 1998). De fire lokaliteter ved Silkeborg er da også kategoriseret som rene, uforurenede søer der alle opfylder gældende målsætning - med Slåensø og Almind Sø som eksempler på nogle af landets reneste mellemstore søer (Jørgensen & Skovgård 1997).

Registreringen af spidsplettet libel i Susåen - det første fund på Øerne i mere end 50 år - må også betyde at den forbedring, der har fundet sted med hensyn til vandkvaliteten i mange af vore vandløb, har båret frugt.

Undersøgelserne i sommeren 1999 viser at spidsplettet libel er væsentlig mere udbredt end tidligere antaget.

Lokaliteter med recente bestande (1999):

1. Slåensø, Århus Amt.
2. Almind Sø, Århus Amt.

3. Vejslø, Århus Amt.
4. Vejlbo Mose, Århus Amt.
5. Susåen mellem Herlufsholm og Næstved, Storstrøms Amt.

3.5 Lille blåpil *Orthetrum coerulescens*

Lille blåpil er fra 1899 og frem til 1936 kun fundet i ganske få eksemplarer her i landet: i Grimstrup Krat i Vestjylland og ved Silkeborg. Arten er desuden registreret i 1991 i et enkelt eksemplar - en hun - ved "et mindre vandløb syd eller sydøst for Ribe" (Holmen 1999).

Der er i sommeren 1999 blevet ledt forgæves efter lille blåpil ved både små og større vandløb syd og sydøst for Ribe. Desuden er arten - også forgæves - eftersøgt ved Skjernå, Karup Å og Gudenåen i forbindelse med registreringen af grøn kølleguldsmed *Ophiogomphus cecilia* (Bilag 5).

Lille blåpil yngler i rene, større og mindre vandløb med roligt strømmende vand. Den findes desuden i søer og vandhuller - først og fremmest på steder hvor kilder eller grundvand strømmer frem og skaber bevægelse (Nielsen 1998).

Lille blåpil er siden 1936 kun registreret én gang - i ét eksemplar - og det er tvivlsomt om arten endnu yngler her.

I takt med den forbedring af mange åer og vandløb der har fundet sted i de senere år, er det imidlertid ikke usandsynligt at der i dag eksisterer potentielle ynglelokaliteter adskillige steder her i landet.

Lokaliteter med recente bestande (1999): 0.

3.6 Stor kærguldsmed *Leucorrhinia pectoralis*

Stor kærguldsmed er siden 1764 fundet på omkring 20 lokaliteter i Nordøstsjælland og i Midtjylland. De sidste 10 år er arten imidlertid kun registreret 4 steder i Danmark: I Bjerregrav Mose i Midtjylland og i Nordøstsjælland i Tørvegrav ved Tikøb Langesø (ét enkelt eksemplar kendt fra 1992), Kattehale Mose syd for Allerød og et lille vandhul nord for Asserbo Ruin (Holmen 1999).

Der er i 1999 ledt forgæves efter stor kærguldsmed i Bjerregrav Mose hvor det heller ikke er lykkedes at finde arten ved undersøgelser i 1997 (egne observationer). Bjerregrav Mose er imidlertid et meget stort sø- og mosekompleks, og det er muligt at arten stadig findes i området.

Stor kærguldsmed er i 1999 ikke registreret på de nævnte sjællandske lokaliteter. Ved vandhullet nord for Asserbo Ruin hvor arten er fundet fåtalligt i midten af 1990'erne, er de sidste registreringer fra 1997. I Kattehale Mose hvor den er fundet regelmæssigt siden 1960'erne, er den sidst registreret i 1998.

Stor kærguldsmed er således ikke fundet på nogle af de gamle ynglelokaliteter ved undersøgelserne i sommeren 1999. Et enkelt eksemplar

- en ung han - er imidlertid fundet i moseområdet Vaserne syd for Bistrup den 29. maj 1999 (Bilag 6 og Mogens Holmen, pers. medd.).

Umiddelbart skønnes det at stor kærguldsmed er i kraftig tilbagegang i Danmark. Det er nok sandsynligt at arten stadig yngler på flere af de sjællandske lokaliteter - først og fremmest i Kattehale Mose der ser ud til at være det sted på Sjælland hvor den mest stabile ynglebestand findes. Eventuelle bestande er dog uden tvivl meget små, og arten er sandsynligvis tæt på at forsvinde fra Danmark.

Stor kærguldsmed yngler især i rene, næringsfattige eller svagt næringsrige søer og vandhuller, men findes desuden ved brunvandede søer og tørvegrave med surt vand. Den foretrækker solbeskinnede vande med en rig vegetation af vandplanter og tørvemosser. Ynglelokaliteterne er sårbare over for tilførsel af næringsstoffer, ligesom tilgroning med følgende overskygning af lokaliteten kan være en trussel (Nielsen 1998).

Etablering af nye små søer og vandhuller på egnede steder nær de nuværende levesteder vil sandsynligvis være af positiv betydning for arten.

Kattehale Mose er sandsynligvis det sted hvor der er størst chance for at bevare arten. Levestedet er imidlertid stærkt truet idet de fleste af mosens vandhuller dels er kraftigt overskyggede, dels ser ud til at være stærkt eutrofierede. Det er således sandsynligt at den samlede bestand findes i et enkelt solbeskinnede vandhul i hvis omgivelser al træ- og buskvækst er fjernet.

Arten er på EF-Habitatdirektivets bilag II og den indgår i udpegningsgrundlaget for følgende bevaringsområder: H30 Lovns Bredning, Hjarbæk Fjord og Skals Å, H119 Tisvilde Hegn og Melby Overdrev, H121 Kattehale Mose.

Lokaliteter med recente bestande (1999):

1. Vaserne?, Københavns Amt.
2. Kattehale Mose syd for Allerød?, Frederiksborg Amt.
3. Vandhul ved Asserbo Ruin?, Frederiksborg Amt.
4. Bjerregrav Mose?, Århus Amt.

4 Sammenfatning

4.1 Akut truede arter

Hue-vandnymfe *Coenagrion armatum*

Hue-vandnymfe er ikke fundet i 1999. Seneste og eneste fund inden for de sidste 10 år: 1 hun ved Maribo-søerne i 1991. Arten må i dag anses for enten yderst sjælden og lokal eller forsvundet fra Danmark.

Spidsplettet libel Libellula fulva

Spidsplettet libel er i 1999 fundet ynglende i stort tal ved fire søer i Midtjylland nær Silkeborg og ved Susåen mellem Herlufsholm og Næstved på Sydsjælland. Arten der i de sidste 10 år ellers kun er registreret i én stabil ynglebestand ved Slåensø i Midtjylland, skønnes i dag at være i fremgang i Danmark. Ynglelokaliteterne skønnes ikke at være truede.

Lille blåpil Orthetrum coerulescens

Lille blåpil er ikke fundet i 1999. Arten der i tidens løb kun er registreret ganske få gange i Danmark, er siden 1936 kun fundet i et enkelt eksemplar: 1 hun ved et vandløb syd eller sydøst for Ribe i 1991. Arten må sandsynligvis betragtes som forsvundet fra Danmark.

Stor kærguldsmed Leucorrhinia pectoralis

Stor kærguldsmed er i 1999 ikke fundet på sine tidligere lokaliteter, men er registreret med et enkelt eksemplar ved Vaserne på Nordøstsjælland. Arten er i 1990'erne ellers fundet fåtalligt på i alt 4 lokaliteter i Danmark - mest stabilt og regelmæssigt ved Kattehale Mose på Nordøstsjælland hvor den formodentlig stadig findes. Stor kærguldsmed skønnes at være i kraftig tilbagegang.

4.2 Sårbare arter

Grøn mosaikguldsmed Aeshna viridis

Grøn mosaikguldsmed er i 1999 fundet i forholdsvis stort antal dels i Tøndermarsken, dels på 4 undersøgte lokaliteter i Nordsjælland. Sammenlignet med registreringer foretaget gennem de sidste 10 år synes de forskellige bestande at være stabile. Ynglelokaliteterne skønnes at være i forholdsvis god tilstand.

4.3 Sjældne arter

Grøn kølleguldsmed Ophiogomphus cecilia

Grøn kølleguldsmed er i 1999 fundet i gode og forholdsvis store bestande i følgende åsystemer: Skjernå, Karup Å og Gudenå. Sammenlignet med registreringer foretaget gennem de seneste 10 år synes arten generelt at være i fremgang. Ynglelokaliteterne skønnes ikke at være truede.

5 Litteratur

- Holmen, M. 1999: Fund af rødlistede guldsmede og vandnymfer i Danmark (marts 1999). - (Ikke-publiceret liste).
- Holmen, M. & Pedersen, H. 1996: Odonata i Danmark, foreløbig status 1995. - Nordisk Odonatologisk Forum, Nyhedsbrev vol. 2, nr. 1: 4-7.
- Jensen, C.F. 1972: Ephemeroptera og Odonata. - I: Agger, P. (Red.): Status over den danske dyreverden. Zoologisk Museum. København.
- Jørgensen, T.B. & Skovgård, H. 1997: Søerne i Århus Amt i de sidste 25 år. - Natur og Miljø, Århus Amt.
- Miljøministeriet 1991: Bekendtgørelse om fredning af krybdyr, padde, hvirvelløse dyr, planter m.m. - Miljøministeriets bekendtgørelse nr. 67 af 4. februar 1991. København.
- Nielsen, O.F. 1998: De danske guldsmede. - Apollo Books.
- Pedersen, H. & Holmen, M. 1994: Fredede insekter i Danmark. Del 4: Guldsmede. - Entomologiske Meddelelser 62: 33-58.
- Stoltze, M. & Pihl, S. (Red.) 1998: Rødliste 1997 over planter og dyr i Danmark. - Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser og Skov- og Naturstyrelsen.

6 Bilag

Bilag 1: Hue-vandnymfe *Coenagrion armatum*

De første fire bogstaver og tal angiver UTM koordinater.

Imagines: Voksne individer. Exuvier: Puppehuder.

EJ, NH 32: *Jenskær ved Gjessø:*
17 maj 1999: 0.

EJ, NH 32: *Almind Sø, Vejlsø, Vejlbø Mose, Uglsø samt vandhuller syd for Silkeborg og Virklund:*
20 maj 1999: 0

EJ, NH 32, *Hummel Sø, Jenkær, vandhuller syd for Virklund:*
30 maj 1999: 0.

EJ, NH 32: *Slåensø:*
20 maj 1999: 0.
7 juni 1999: 0.
17 juni 1999: 0.

NEJ, NJ 74: *Dannerhøj, Allerup Bakker:*
28 maj 1999: 0.

NEJ, NJ 63: *Hammer Bakker:*
28 maj 1999: 0.

WJ, MH 91: *Knudsmose syd for Herning:*

12 juni 1999: 0.

LFM, PF 67 og 66: Maribo-særne:

21 juni 1999: 0.

Bilag 2: Grøn mosaikguldsmed *Aeshna viridis*

De første fire bogstaver og tal angiver UTM koordinater.

Imagines: Voksne individer (Imago: ental). Exuvier: Puppehuder. Coll: Indsamleren(-s navn).

SJ, MF 88: Tøndermarsken:

19 juli 1999: mindst 10 hanner, 1 hun, flere nyforvandlede individer.

NEZ, UB 39: Kattehale Mose syd for Allerød:

27 juli 1999: mindst 4 imagines, ca. 20 exuvier (sandsynligvis alle eller de fleste *Aeshna viridis*) på Krebseklo *Stratiotes aloides*, 1 exuvie/coll Ole Fogh Nielsen.

NEZ, UC 30: Dam ved Nordsjællands Folkemuseum i Hillerød:

7 juli 1999: 1 hun (Mogens Holmen, pers. medd.)

27 juli 1999: 2 hanner, 1 nyforvandlet hun, ca. 15 exuvier, heraf 5/coll Ole Fogh Nielsen.

NEZ, UC 30: Sø nordøst for Asminderød:

27 juli 1999: mindst 10 imagines, heraf flere hunner.

NEZ, UC 22: Åkandesø ved Rågeleje:

27 juli 1999: mindst 5 hanner, 1 hun.

Bilag 3: Grøn kølleguldsmed *Ophiogomphus cecilia*

De første fire bogstaver og tal angiver UTM koordinater.

Imagines: Voksne individer. Exuvier: Puppehuder. Coll: Indsamleren(-s navn).

EJ, NH 54: Gudenå, Langå (gl. jernbanebro):

1 juli 1999: 4 nyforvandlede imagines, 6 exuvier/coll Ole Fogh Nielsen.

EJ, NH 54: Gudenå, Åbro ved Langå:

15 juni 1999: 1 larve i færd med forvandling.

1 juli 1999: ca. 10 nyforvandlede imagines, 1 exuvie/coll Ole Fogh Nielsen.

EJ, NH 45: Gudenå, Ulstrup (bro):

1 juli 1999: 1 nyforvandlet imago, 11 exuvier/coll Ole Fogh Nielsen.

EJ, NH 44: Gudenå, Bjerringbro (bro):

1 juli 1999: 0.

EJ, NH 43: Gudenå, Kongens Bro (bro):

1 juli 1999: 2 exuvier/coll Ole Fogh Nielsen.

EJ, NH 43: Gudenå, Tvilum (bro):

1 juli 1999: 0.

EJ, NH 43: Gudenå, Svostrup (bro):

1 juli 1999: 0.

EJ, NH 42: Gudenå, Resenbro (bro):

1 juli 1999: 0.

EJ, NH 55: Nørre Å, Fladbro (bro):

1 juli 1999: 1 nyforvandlet imago, 3 exuvier/coll Ole Fogh Nielsen.

WJ, MH 80: Skjernå syd for Borris:

7 juli 1999: 0.

WJ, MG 79: Skjernå, Gjalbækbro (3 km sv for Borris):

7 juli 1999: 3 nyforvandlede imagines, 1 exuvie/coll Ole Fogh Nielsen.

WJ, MG 79: Skjernå ved Kodbøl:

7 juli 1999: 3 nyforvandlede imagines, 2 exuvier/coll Ole Fogh Nielsen.

WJ, MG 69: Skjernå syd for Skjern (hovedlandevejsbro og jernbanebro):

7 juli 1999: 1 imago, 4 exuvier/coll Ole Fogh Nielsen.

WJ, MG 79: Omme Å, Stovstrup:

7 juli 1999: 0.

WJ, MG 89: Omme Å, Dyrvig:

7 juli 1999: 0.

NEJ, NH 28: Simested Å, de 4 yderste broer inden Limfjorden:

11-7-99: 0.

WJ, NH 04: Høgild (bro):

11-7-99: 0.

WJ, NH 04: Resen Bro:

11-7-99: 0.

NWJ, NH 05: Hagebro:

11-7-99: 3 nyforvandlede imagines.

NWJ, MH 95: Vridsted (bro):

11-7-99: 0.

NWJ, MH 95: Trandum Kirke (bro):

11-7-99: 1 nyforvandlet imago, 5 exuvier/coll Ole Fogh Nielsen.

NWJ, NH 06: Skive (bro):

11-7-99: 1 nyforvandlet imago, 10 exuvier/coll Ole Fogh Nielsen.

Bilag 4: Spidsplettet libel *Libellula fulva*

De første fire bogstaver og tal angiver UTM koordinater.

Imagines: Voksne individer. Exuvier: Puppehuder. Coll: Indsamleren(-s navn).

EJ, NH 32: Slåensø:

4 juni 1999: 12 nyforvandlede imagines, 14 exuvier/coll Ole Fogh Nielsen.

7 juni 1999: 11 nyforvandlede imagines, 5 exuvier/coll Ole Fogh Nielsen.

17 juni 1999: ca 10 imagines samt 2 nyforvandlede imagines, 2 exuvier/coll Ole Fogh Nielsen.

EJ, NH 32: Almind Sø n.ø.:

6 juni 1999: 29 nyforvandlede imagines, 22 exuvier/coll Ole Fogh Nielsen.

EJ, NH 32: Vejlsø v.:

6 juni 1999: 4 nyforvandlede imagines, 17 exuvier/coll Ole Fogh Nielsen.

17 juni 1999: ca. 20 imagines - kun hanner.

EJ, NH 32: Vejlbø Mose:

7 juni 1999: 11 exuvier/coll Ole Fogh Nielsen.

17 juni 1999: ca. 25 imagines - både hanner og hunner, flere i parring.

8 juli 1999: ca. 25 imagines.

EJ, NH 32: Thorsø (vestenden):

18 juni 1999: 0.

EJ, NH 24: Hald Sø ved borgen:

14 juni 1999: 0.

SJ, NG 13: Jels-søerne:

16 juni 1999: 0.

SZ, PG 75: Suså, Næstved, Rådmandshaven:

15-22 juni 1999: mange imagines, 21 exuvier (1 han og 1 exuvie/leg Lars Iversen/coll Ole Fogh Nielsen) (Meddelt af Lars Iversen per telefon 15 juni og brev 22 juni).

SZ, PG 75: Suså - fra Herlufsholm til broen i Lille Næstved:

21-6 1999: Mindst 9 imagines- alle udfarvede hanner, mange med „parringsmærker“.

Bilag 5: Lille blåpil *Orthetrum coerulescens*

De første fire bogstaver og tal angiver UTM koordinater.

SJ, MG 83: flere små vandløb øst for Ribe samt Ribe Å ved Obbekær, Gelså og Fladså:

19 juli 1999: 0.

Arten er desuden eftersøgt på alle grøn kølleguldsmed *Ophiogomphus cecilia*-lokaliteterne (se denne): 0.

Bilag 6: Stor kærguldsmed *Leucorrhinia pectoralis*

De første fire bogstaver og tal angiver UTM koordinater.

Imagines: Voksne individer. Exuvier: Puppehuder. Coll: Indsamleren(-s navn).

EJ, NH 56: Bjerregrav Mose:

15 juni 1999: 0.

1 juli 1999: 0.

NEZ, UC 11: vandhul 500 m nord for Asserbo Ruin:

29 maj 1999: 0 larver (Mogens Holmen, pers. medd.)

15 juni 1999: 0 (Mogens Holmen, pers. medd.)

22 juni 1999: 0.

NEZ, UB 48: Vaserne syd for Bistrup:

29 maj 1999: 1 ung han (Mogens Holmen, pers. medd.)

22 juni 1999: 0.

NEZ, UB 39: Kattehale Mose syd for Allerød:

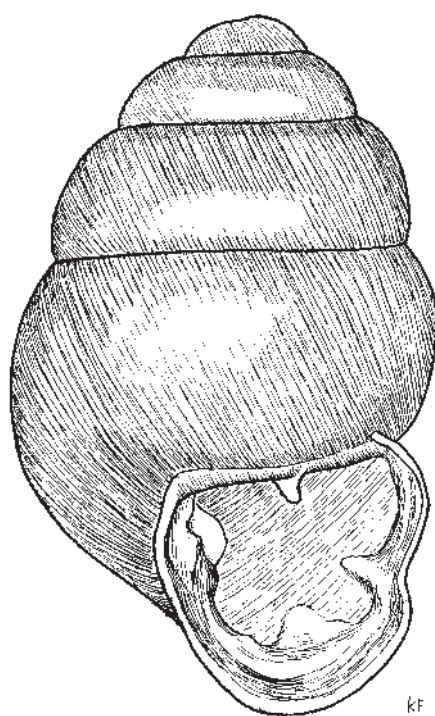
6 maj 1999: 0 larver (Mogens Holmen, pers. medd.)

22 juni 1999: 0.

27 juli 1999: 0.

Status for sjældne vindelsnegle *Vertigo* spp. i Danmark 1999-2000

Kåre Fog, Amphi Consult



1 Indledning

1.1 Status for sjældne *Vertigo*-arter 1999-2000

Fire landsneglearter af slægten *Vertigo* er omfattet af EF-Habitatdirektivets bilag II. Tre af arterne kendes fra Danmark. Det betyder at Danmark er forpligtet til over for EU at redegøre for disse bevaringsarters status i landet samt til at udpege beskyttelsesområder for dem.

Da det er mange år siden at nogen har interesseret sig for *Vertigo*-arternes forekomst her i landet, må en sådan redegørelse starte næsten helt fra bunden. For én af arterne, *Vertigo moulinsiana*, er der tidligere udarbejdet en oversigt over forekomsten i Danmark (Bondesen 1966), men for de to andre arter findes en sådan oversigt ikke. Første trin i nærværende statusrapport blev derfor at samle de foreliggende oplysninger for at få overblik over hvor i landet arterne tidligere er fundet. Dernæst er der udført feltundersøgelser for om muligt at dokumentere aktuelle forekomster.

1.2 Artsoversigt

Vindelsneglene (*Vertigo*) er nogle små landsnegle hvis skal måler ca. 2 mm i højden. De tilhører familien Vertiginidae som i Danmark omfatter følgende arter:

Columella edentula (mørk kubesnegl): almindelig
Columella aspera (lys kubesnegl): meget almindelig
Truncatellina cylindrica (tandløs græspuppesnegl): sjælden
Truncatellina costulata (tandet græspuppesnegl): sjælden
Vertigo antivertigo (hertevindelsnegl): ret almindelig
Vertigo moulinsiana (sumpvindelsnegl): ret sjælden
Vertigo liljeborgi (nordlig sumpvindelsnegl): meget sjælden
Vertigo ronneyensis (baltisk vindelsnegl): meget sjælden
Vertigo pygmaea (græsvindelsnegl): ret almindelig
Vertigo substriata (ribbestribet vindelsnegl): ret almindelig
Vertigo alpestris (bjergvindelsnegl): meget sjælden
Vertigo geyeri (kildevældsvindelsnegl): meget sjælden
Vertigo pusilla (sandskorns-vindelsnegl): hist og her
Vertigo angustior (skæv vindelsnegl): sjælden

Der har hidtil ikke eksisteret officielle danske navne for disse dyr. Müller (1774) kaldte *Vertigo pusilla* for "sand-korn-snekke". I vort århundrede har Bondesen (1981) givet forslag til danske navne. Han foreslår at 'Vertigo' kaldes vindelsnegl hvilket passer med det engelske navn (whorl snail; Colville 1998), og dette bibeholdes her. Hvad angår artsnavnene, så foreslår jeg imidlertid de fleste af Bondesens forslag ændret. De navne der er gengivet ovenfor, er mine forslag.

1.3 Sjældne og beskyttede arter

I Bern-konventionen fra 1979 er der anført en del europæiske sneglearter som i særlig grad skal beskyttes. De sneglearter der blev omfattet

af Bern-konventionen, er arter som der var relativt meget fokus på for over 20 år siden; nogle af dem vides nu at være mere udbredt end man troede dengang. Seddon (1998) anfører nogle kritiske bemærkninger om relevansen af det udvalg af arter der er foretaget.

Da EF-Habitatdirektivet blev udarbejdet, overførte man i ret høj grad Bern-konventionens artslistor til bilag II og bilag IV i Habitatdirektivet. *Vertigo*-arterne som ikke er med i Bern-konventionen, blev ved den lejlighed optaget på bilag II i Habitatdirektivet. Den omfatter fire arter hvoraf de tre første kendes fra Danmark:

Vertigo angustior
Vertigo moulinsiana
Vertigo geyeri
Vertigo genesii

De fire arter står anført på IUCNs rødliste for 1996 som "conservation dependent". Dette forekommer at være noget misvisende da de ikke er mere "conservation dependent" end andre arter med snævre biotopkrav.

Hvorfor netop disse sneglearter, og ikke andre lige så sjældne eller truede arter blev anført på bilag II i Habitatdirektivet, er uvist. Generelt om invertebraterne på Habitatdirektivet konkluderer van Helsdingen & Willemse (1995): "Udvalget af arter på listerne er temmelig kejtet, idet det er en blanding af arter, som har begrænset udbredelse og trues af én klar årsag, der kan gøres noget ved, og vidtuddredte arter der er blevet offer for den generelle biotopødelæggelse over hele Europa".

Disse bemærkninger gælder i nogen grad også for *Vertigo*-arterne. *V. geyeri* og *V. genesii* har ret begrænset udbredelse og findes på ret specielle biotoper, hvorimod *V. moulinsiana* og især *V. angustior* er temmelig vidt udbredt i Europa; *V. angustior* har oven i købet en bred økologisk amplitude.

Set under en snæver dansk synsvinkel er det ikke indlysende hvorfor netop disse tre sneglearter i særlig grad skal nyde beskyttelse. Hvis vi f.eks. ser på slægten *Vertigo*, så er status for de sjældneste arter hvor der angives det samlede antal lokaliteter i Danmark hvor arterne er fundet, og årstal for det seneste registrerede fund (før 1999):

Vertigo angustior: 54 lokalitet. Senest 1974.
Vertigo moulinsiana: 43 lokalitet. Senest 1977.
Vertigo geyeri: 14 lokalitet. Senest 1970.
Vertigo alpestris: 9 lokalitet. senest 1959.
Vertigo ronneyensis: 2 lokalitet. Senest 1958.
Vertigo liljeborgi: 1 lokalitet. Senest 1904.

Objektivt set er der altså tre danske *Vertigo*-arter der synes at have større behov for overvågning og beskyttelse end de der er anført på Habitatdirektivet. De pågældende tre arter er også på europæisk plan sjældne.

1.4 Arternes indikatorværdi

Når der alligevel er en vis rimelighed i at anbringe netop de arter på bilag II i Habitatdirektivet som der er tale om, så ligger det især i at de faktisk i nogen grad kan fungere som indikatororganismer. Habitatdirektivet stiller krav om at der udpeges særlige beskyttede lokaliteter for disse arter, hvorimod sneglene ikke beskyttes mod indsamling; dette sidste ville da heller ikke være hensigtsmæssigt da *Vertigo*-arterne ikke kan kendes fra hinanden i felten, dvs. det er nødvendigt at hjembringe de fundne eksemplarer til artsbestemmelse.

Især *Vertigo geyeri* har høj indikatorværdi. Alle kendte danske fundsteder for denne art er eller var lysåbne vældprægede mose- eller sump-partier med en artsrig flora. De fleste lokaliteter er rigkær eller ekstremrigkær med orkidéer og andre sjældne planter. Såfremt *Vertigo geyeri* forekommer et sådant sted, er der sandsynlighed for at de nuværende biotopforhold har bestået nogenlunde ubrudt igennem årtusinder, da nyindvandring af arten inden for den senere tid må anses for meget usandsynligt. Von Proschwitz (1998a) skriver generelt om sneglene at de er gode indikatorer på kontinuitet og kan afsløre meget om lokalitetens tidligere historie; dette gælder ikke mindst for *V. geyeri*.

Vertigo angustior forekommer på lignende lokaliteter, dog måske i lidt højere grad lokaliteter med karakter af artsfattig starsump. Derudover findes *V. angustior* på helt anderledes lokalitetstyper som skovklædte skrænter, gerne med mosbegrøede stenblokke.

Vertigo moulinsiana hører til i starsump og lignende sumpbevoksninger; som regel findes den på steder der er så våde at vandet står lige omkring jordoverfladen. Den har formentlig bedre spredningsevne end de to andre arter idet den må antages at kunne drive med strømmen i vandløb; hvis først den har etableret sig i et vandløbssystem, vil den antagelig i løbet af en årrække etablere sig på alle egnede levesteder inden for dette.

1.5 Oversigt over danske fund

Som nævnt er der tidligere udarbejdet en oversigt over forekomsten i Danmark for *Vertigo moulinsiana* (Bondesen 1966). Denne oversigt er temmelig fuldstændig; ved en nøje gennemgang af de tilgængelige oplysninger er der kun konstateret fire fund, som mangler i Bondesens oversigt, bl.a. et fund som nu befinder sig på Zoologisk Museum i København, og to fund gjort af undertegnede efter 1966. For de to andre arter findes ikke en sådan oversigt.

At finde *Vertigo geyeri* er en opgave for specialister; det kræver specielt kendskab til artens levevis at lede efter den de rigtige steder. Hidtil er den fundet på meget få lokaliteter af amatører. Langt de fleste danske fund er gjort af professionelle snegleforskere fra Göteborgs Naturhistoriska Museum i Sverige (Hans Lohmander og Henrik Waldén). Således har Henrik Waldén fået økonomisk støtte fra Danmark i årene omkring 1970 til at eftersøge bl.a. *Vertigo geyeri* i Jylland. Oplysningerne om de gjorte fund findes til dels i Hans Lohmanders beretninger i Göteborgs Museums årsskrifter hvor der i visse tilfælde kun er meget nødtørftige

oplysninger; et af fundene er blot angivet som "ved Mariager". En del af fundene, især de nyere fund gjort af Henrik Waldén, findes mere udførligt beskrevet, men kun som upublicerede beskrivelser i Göteborgs Museums databank. For at skabe en oversigt over artens forekomst i Danmark har jeg dels rekvireret de upublicerede oplysninger fra Göteborgs Museum, og dels gennemgået hvad der er publiceret af Hans Lohmander.

For at få en oversigt over forekomsten af *Vertigo angustior* har jeg måttet kombinere alle tilgængelige kilder fra samlingerne i København på Zoologisk Museum og Dansk Bilharziose Laboratorium, modtaget oplysninger fra de naturhistoriske museer i Århus og Göteborg og gennemgået relevante tidsskriftartikler. Resultaterne er vist som prikkort og tilhørende lokalitetslister i afsnittene om de enkelte arter.

1.6 Tak

Ted von Proschwitz, Naturhistoriska Museet i Göteborg, takkes for hjælp med at fremskaffe oplysninger, rådgive, og gennemlæse rapporten. Per Klit samt Per Ketil og Birgitta Eriksson takkes for bistand med feltarbejdet. Finn Hansen takkes for hjælp med transport og på anden måde.

2 Arternes biologi og forekomst

2.1 *Vertigo geyeri*

2.1.1 *Levevis og biotopkrav*

Skalbærende landsnegle stiller generelt krav om høj tilgængelighed af calcium for at de kan få kalk nok til at danne deres skaller. Kun plantearter hvis førn indeholder rigeligt eller lettilgængeligt calcium, giver levedulighed for mange arter og individer af snegle. Calcium har dog nok også en anden vigtig funktion, nemlig at hæve pH, hvilket bevirker at mikrofloraen på overfladen af førnen især består af bakterier frem for mikrosvampe; de arter af mindre landsnegle hvis ernæring er undersøgt, synes at ernære sig udelukkende af bakterier; *Vertigo*-arternes ernæring er ikke undersøgt, men deres forekomst i naturen tyder på, at det samme gælder for dem.

De bedste forhold for landsnegle findes således på lokaliteter med højt calciumindhold i miljøet, evt. ligefrem steder med forekomst af kalk.

Samtidig er der en del landsneglearter der kræver høj fugtighed; nogle af disse findes fortrinsvis på meget blød, næsten våd jordbund, sådan som tilfældet er i sumpe, kildevæld og lignende. Nogle arter findes specielt på skrånende terræn hvor vandet siver eller vælder frem; grunden til at de foretrækker dette, kendes ikke. Måske betyder det mere stabile fugtighedsforhold end på vandrette biotoper, eller måske giver det særligt gunstige kemiske forhold at vandet lige er kommet ud af jorden. Desuden kan kildevæld give gode muligheder for overvintring.

Små snegle som *Vertigo*-arterne har en kort generationstid og er næppe i stand til at overleve perioder på flere måneder eller halve år, hvor de ikke kan tage føde til sig. Det betyder at egnede substrater til deres fødesøgning skal være til stede næsten kontinuert.

Vertigo geyeri er en af de arter som i højste grad kombinerer alle de ovennævnte krav (von Proschwitz 1998a). Den kræver på én gang et ret højt calciumniveau, konstant høj fugtighed og stabil tilstedeværelse af egnet førn hvor den kan søge føden. Både den og de fleste andre små sneglearter på sådanne levesteder ernærer sig hovedsagelig ved at krybe omkring på de visne blade i bunden af vegetationen og afgræsse mikrofloraen på overfladen af disse.

Ikke alle plantearters blade er lige velegnede; bedst er som regel blade af starplanter (*Carex spp.*), men også blade af andre enkimbladede planter, bl.a. visse græsarter, iris m.m. De arter hvis visne blade især bliver begroet med svampehyfer, og de arter hvis visne blade bliver slimede og glatte, er uegnede for sneglene. I Storbritannien angives at *Vertigo geyeri* lever ved foden af korte starer, især krognæb star *Carex lepidocarpa* samt sort skæne *Schoenus nigricans* (Colville 1998), men dens krav er dog ikke så specielle at den kræver bestemte plantearter. Den kræver blot passende calciumindhold, fugtighedsgrad og mikroflora. Von Proschwitz (1998a, b) angiver arten fra svenske lokaliteter med f.eks. blågrøn star *Carex flacca*, hirsestar *C. panicea*, trådstar *C. lasiocarpa*, gul star *C. flava*, krognæb star *C. lepidocarpa*, trindstænglet star *C. diandra*, foruden ikke navngivne større stararter samt bl.a. avneknippe *Cladium mariscus*, blåtop *Molinia coerulea*, bredbladet kæruld *Eriophorum latifolium*, arter af kogleaks *Scirpus spp.*, siv *Juncu spp.* og skæne *Schoenus spp.* Samtidig er der meget ofte forekomst af f.eks. melet kodriver *Primula farinosa*, sumphullæbe *Epipactis palustris* og mange andre orkidéarter. Fra nogle danske *geyeri*-lokaliteter angiver H. Waldén bl.a. blåtop *Molinia coerulea*, toradet star *Carex disticha*, kærstar *C. rostrata*, og andre storstarer.

Man finder især sneglene krybende omkring på visne blade på steder med passende fugtighedsniveau, dvs. ikke helt nede i det våde mudder og ikke højt oppe hvor der er tørt. Hvis der er tale om små, lave startuer, vil sneglene bl.a. befinde sig på visne blade i den inderste eller nederste del af tuerne. Derudover kan sneglene også krybe omkring på pinde og grene, såfremt disse har en passende fugtighed og mikroflora.

Der er ofte flest individer af sneglene på lokaliteter med tuedannelse, f.eks. startuer. Der er ofte et favorabelt mikroklima inde i tuerne, og de yder nogen beskyttelse af sneglene imod græsning. Men måske kan tuerne også være vigtige som overvintringslokaliteter - der er jo ofte tale om lokaliteter med så blød bund at overvintring nedgravet i jordbunden næppe kan komme på tale.

I en engelsk oversigt over artens biotopkrav (anon. 2000) angives at den trives i vældpartier med en mosaik af kuplede tuer af starer, græsser og mosser i nogenlunde lige andele hvorimellem der hist og her er pletter af bar jord, grus eller sten. Starer skal udgøre mindst 1/3 af plantedækket, og højst 30% af arealet må være bart mudder. Vegetationens gennemsnitshøjde skal være 5-20 cm. Der skal dannes førn ved naturlig tilbagevisning af blade ved foden af tuerne; der må ikke dannes så meget førn at hele jordbunden pakkes ind i det. Eutrofiering som gør

plantevæksten mere frodig og øger mængden af førn, tåles ikke. I øvrigt angives at tilstedeværelse af sort skæne *Schoenus nigricans* er en pålidelig indikator for at biotopen er egnet.

Hvis lokaliteten gror til med buske og træer, f.eks. pil, birk og el, vil det skade *Vertigo geyeri*. Den kan findes i sparsomt bevoksede sumpskove, men ikke i lukkede sumpskove (von Proschwitz 1998a). Et vist indslag af pilebuske kan være en fordel, men egentlig tilgroning med pil er skadelig. Der skulle dog være en chance for at hvis en lokalitet gror helt til med pilekrat, så kan arten overleve med en ganske lille bestand som igen kan formere sig op hvis pilekrattet ryddes.

Græsning eller anden naturpleje er således en fordel for arten, men kun hvis der er tale om meget moderat påvirkning. De fleste små sneglearter, herunder også *Vertigo geyeri*, skades kraftigt af intensiv græsning med får, køer eller heste. Der kan tænkes flere årsager til dette. For det første vil en vegetation der er bidt kraftigt ned, let kunne udtørre i bunden i varme sommerperioder. For det andet vil der ikke dannes ret meget førn på sådanne steder - der ophobes simpelthen ikke et tilstrækkeligt tykt lag af visne starblade til at det rette mikroklima kan være til stede. For det tredje vil en del af sneglene simpelthen blive ædt, især hvis der gnaves meget tæt ned mod jordbunden som ved heste- og fåregræsning. Yderligere kan køerne skade lokaliteten ved tramp, slid og med deres ekskrementer. Især kildevæld med meget blød bund kan let blive trampet så meget op af kvæget, at biotopen ødelægges.

Af de danske *Vertigo*-arter tåler *Vertigo pygmaea* græsning relativt godt, mens de andre arter er mere følsomme, og *V. geyeri* synes at høre til de særlig følsomme arter (von Proschwitz, pers. comm.). Af disse grunde anbefales det (von Proschwitz 1998a) at græsningspåvirkningen på lokaliteter for *V. geyeri* bliver meget moderat - enten ved at græsningstrykket bliver svagt, eller ved at der kun græsses i kortere perioder ad gangen. Eventuelt afgræsses lokaliteten kun med års mellemrum for at hindre tilgroning. Om muligt er det at foretrække at naturplejen sker ved høslæt i stedet for græsning. Tilgroning med tagrør modvirkes ved at slå tagrørene og fjerne det afslåede materiale fra lokaliteten, evt. efterfulgt af græsning i en periode.

Colville (1998) skriver at under ugunstige forhold, f.eks. tørke, oversvømmelse eller for kraftig græsning, kan det være meget vanskeligt at finde nogen eksemplarer, men at der til gengæld undertiden sker eksplosiv opformering.

2.1.2 Udbredelse i Europa

Vertigo geyeri findes dels i bjergegne i Centraleuropa - især Alperne i Schweiz og Østrig - og dels i Nordvest- og Nordeuropa. Dette kan tolkes sådan at den kræver køligt klima, men denne tolkning er ikke nødvendigvis rigtig. Når arten f.eks. mangler i det meste af Tyskland og Vesteuropa i øvrigt, så skyldes det nok snarere at her er der færre velbevarede habitater tilbage, altså at menneskets påvirkning ved afvanding, gødskning, græsning etc. er kraftigere (von Proschwitz 1998a).

2.1.3 Forekomst i Danmark

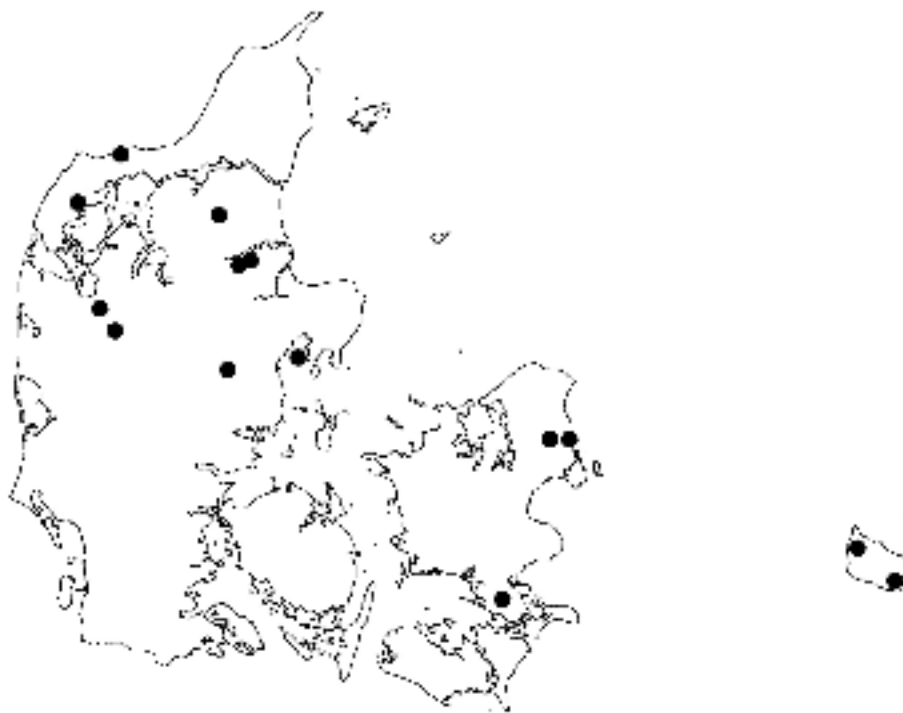
En oversigt over samtlige kendte forekomster i Danmark er dels anført i den efterfølgende lokalitetsoversigt og dels vist på kortet Figur 1. Udbredelsen er øjensynligt begrænset til Nordjylland, dele af Sjælland samt Bornholm. Der er ingen tendens til sammenhængende forekomster - der er kun tale om isolerede forekomster langt fra hinanden.

En sandsynlig tolkning af dette udbredelsesmønster er at der er tale om reliktforekomster. Arten forekommer åbenbart i starbevoksede kildevæld og kær som har ligget nogenlunde uforandret i årtusinder, måske helt tilbage fra før Danmark groede til med skov efter istiden. Hvis det er korrekt at der er tale om reliktforekomster, betyder det at hvis en lokalitet, blot i nogle få år, er uegnet for arten, f.eks. ved for hård afgræsning eller ved afvanding, så vil *Vertigo geyeri* forsvinde, og den vil sandsynligvis ikke kunne indvandre fra nabolokaliteter. Det betyder at de steder hvor arten forekommer endnu, vil den med stor sandsynlighed forsvinde fra hvis ikke kontinuiteten opretholdes.

For 13 af de 14 lokaliteter kan det seneste fundår anføres. De er: 1933, 1936, 1936, 1936, 1938, 1938, 1954, 1954, 1957, 1957, 1970, 1970, 1970.

Disse årstal afspejler først og fremmest hvornår arten er blevet eftersøgt. Efter 1974 er den ikke blevet eftersøgt her i landet.

Næsten samtlige fund er engangsfund; der er ikke foretaget genbesøg for at følge artens forekomst de steder hvor den allerede er kendt. Den eneste undtagelse er Ordrup Mose nord for København hvor den løbende er blevet fundet fra omkring århundredskiftet og frem til 1936. Da de øvrige lokaliteter ikke er blevet genbesøgt, kan man altså ikke udtale sig om et eventuelt tidsforløb i artens tilbagegang i Danmark.



Figur 1. Tidligere findesteder for *Vertigo geyeri* i Danmark.

2.2 *Vertigo moulinsiana*

2.2.1 *Levevis og biotopkrav*

Vertigo moulinsiana er en af de *Vertigo*-arter der lever på de vådeste lokaliteter. Hvis man betragter f.eks. en søbred med uforstyrret zonerings og bevæger sig fra land ud mod vandet, så passerer man fra skov igennem ellesump og videre ud til starsump, derefter tagrørssump, og til sidst det frie vandspejl. På et sådant sted vil *Vertigo moulinsiana* være at finde i den yderste del af ellesumpen hvor der står i bunden samt i selve starsumpen. Som regel sidder sneglene fasthæftet til stængler og blade på starplanterne. I passende vejr, mest om natten, kryber de omkring på stængler og blade og 'afgræsser' overfladen for mikroorganismer. Det angives at der er tale om mikrosvampe, men det er tvivlsomt; denne angivelse skyldes at man har fundet diverse svampesporer i dyrenes ekskrementer (Frömning 1954), men det at svampesporerne er bevaret i ekskrementerne, kan lige så vel tages som tegn på at de netop ikke bliver fordøjet.

Sneglene hæfter sig fast med en usædvanlig sej slim, og selv hvis vinden rusker ret kraftigt i bladene, falder sneglene ikke af. Hvis de falder ned i vandet, søger de hurtigt at kravle op igen. Desuden har man set at de ofte hæfter sig til de vingede frø fra birketræer; hvis vinden tager fat i disse, vil sneglene kunne blive spredt vidt omkring med vinden (Frömning 1954). Hvis de skulle falde ned på vandet, har de en fordel af deres relativt oppustede skal, som formentlig vil kunne indeholde en del luft og medvirke til, at sneglen holder sig flydende. Hvis en snegl fasthæftet på et birkefrø eller lignende falder ned på vandoverfladen, vil den formentlig kunne føres langt af sted med vandstrømmen, således at dyrene på den måde kan spredes langt omkring inden for et vandløbssystem.

Ifølge iagttagelser fra Tyskland opholder dyrene sig på stænglerne året igennem. Om vinteren kan de også findes på stænglerne, selv om disse er delvis omgivet af sne og omsuste af den kolde vind. De kryber ikke ned i det våde del af vegetationen (Frömning 1954). Også under disse forhold må en 'oppustet' skalform med plads til meget luft være en fordel da det kan give en bedre isolering mod kulde udefra.

Det typiske levested for *Vertigo moulinsiana* er på de store stararter, så som stiv star *Carex elata* eller kærstar *Carex acutiformis*. Den kan dog også findes på andre planter så som høj sødgræs *Glyceria maxima*, pindsvineknop *Sparganium spp.*, iris *Iris pseudacorum*, dunhammer *Typha spp.*, tagrør *Phragmites communis*, skræpper *Rumex spp.* og diverse andre urter (Frömning 1954, Balsløv & Petersen 1938, Bondesen 1966). I nærværende undersøgelse er den således især fundet på kærstar, men desuden også meget ofte på høj sødgræs. Desuden er den fundet på topstar *Carex paniculata* og diverse mindre stararter, på avneknippe *Cladium mariscus*, samt - i få tilfælde - på rørgræs *Baldingera arundinacea*, iris, grenet pindsvineknop, bredbladet dunhammer og tagrør. På de fleste lokaliteter vil den ikke være at finde på disse plantearter selv om de er til stede. Men på visse lokaliteter har planterne af en eller anden grund en karakter der gør at netop dér kan *V. moulinsiana* trives på dem. Det har øjensynlig noget at gøre med, hvordan stængler og blade er når de visner. De skal ikke være for tørre (tagrør) og heller ikke for våde og

slimede (dunhammer), men af en mellem-fugtighedsgrad som åbenbart er nødvendig for udvikling af den rette mikroflora. Fugtighedsgraden afhænger bl.a. af hvor høje planterne er, hvor tæt de står, om de står i monokultur, og hvor meget skygge der falder på dem. Hvis f.eks. en bevoksning af kærstar er mærkbart eutrofieret, så vil vegetationen blive så høj, mørk og tæt at der ikke er de rette forhold for *V. moulinsiana*.

Bondesen (1966) skriver, at *Vertigo moulinsiana* er uløselig knyttet til ellesumpe. Dette er helt forkert. Det typiske findested er store, udstrakte bevoksninger af kærstar, og disse forekommer ofte som bunddække under elletræer i ellesump; men når man søger efter sneglene på sådanne biotoper så finder man altid at i de partier hvor elletræerne danner et sammenhængende, skyggende kronetag, der mangler *V. moulinsiana*. Der skal komme en vis mængde sol ned igennem kronetaget og ramme starplanterne, ellers kan *V. moulinsiana* ikke trives. Og det gør ikke noget at trævæksten helt forsvinder. *V. moulinsiana* kan udmærket findes i helt lysåbne sumpområder uden træ- og buskvækst selv om den ganske vist i de fleste tilfælde findes på steder hvor der er elletræer i nærheden.

Bondesen (1966, 1981) angiver som artens biotop at den "forekommer mest på iris og star i ellesump". Min konklusion efter undersøgelsen her hvor næsten alle kendte danske lokaliteter for arten er undersøgt, er at den kun ganske undtagelsesvis forekommer på iris, hvorimod den særdeles regelmæssigt forekommer på kærstar. Øjensynlig er bladene af iris som regel for slimede og våde. Denne uoverensstemmelse med Bondesens erfaringer kan måske skyldes at forholdene har ændret sig. Den stigende tilgroning og eutrofiering af lokaliteterne kan have bevirket at iris i dag ofte har en anden karakter end iris for 40 år siden.

De fleste fundsteder er ved kanten af søer og vandløb, ofte dog ret langt inde ved bredden, i kanten af ellesumpen. I 2000 der var et relativt tørt år, fandtes den typisk på steder hvor vandet stod lige omkring jordoverfladens niveau midt om efteråret (oktober). Høj vandstand er formentlig skadelig, dels ved at sneglene kan falde i vandet og drukne, og dels ved at de mere vanskeligt kan komme fra én plante til en anden. Hvis man på et sted i starsumpen hvor vandstanden er passende, bevæger sig ind mod mere tørt land så bliver arten snart mere fåtallig, og hvis man bevæger sig ud mod dybere vand, så bliver den også mere fåtallig. Undtagelsesvis er den dog blevet fundet på lokaliteter der ikke er våde, men blot fugtige, forudsat at disse ligger som helt åbne lysninger omgivet af skov.

Vertigo moulinsiana findes i langt de fleste tilfælde sammen med en beslægtet art, *Vertigo antivertigo* (hjertervindelsnegl), der lever på de samme plantearter. Forskellen mellem de to arter er først og fremmest at *antivertigo* har en væsentligt bredere økologisk niche og derfor er mere almindelig. Især tåler *V. antivertigo* betydelig mere skygge fra træer, end *V. moulinsiana* gør. Den forekommer temmelig regelmæssigt i mere overskygget ellesump hvor *V. moulinsiana* mangler, og den kan også findes i pilekrat. Den tåler vistnok lidt højere vandstand end *V. moulinsiana* - kan altså findes længere ude i rørsumpen, midt ude på mosefladerne eller tæt ved bredden af åløb. Den tåler også lavere vandstand end *V. moulinsiana* det er nok at jordbunden blot er lettere fugtig.

Dér hvor de to arter forekommer sammen, synes der at være en nicheadskillelse i højden (er baseret på erfaringerne fra nærværende undersøgelser). *V. antivertigo* findes typisk i 0-40 centimeters højde, mens *V. moulinsiana* typisk findes i 30-150 centimeters højde, altså højere oppe på stænglerne. Heroppe er den mere udsat for svingninger i temperatur og luftfugtighed end *V. antivertigo* er, og mikrofloraen vil formentlig ofte være mere sparsomt udviklet. Dette kan også være en del af forklaringen på, at *V. moulinsiana* er relativt sjælden - en veludviklet mikroflora højt oppe på stænglerne forudsætter mere specielle fugtighedsforhold end når det gælder de mindre eksponerede dele af stænglerne længere nede.

Sneglene forbliver ikke altid i den højde over jordoverfladen som er angivet her. Under dårlige vejrforhold kryber de formentlig længere ned. Det kan være i tørt og varmt vejr i højsommeren (under sådanne forhold har jeg i Sydtykland konstateret at de udelukkende kravlede omkring på visne blade på jordbunden). Det kan også være i den kolde årstid. Men hvor højt eller lavt de overvintrer vides indtil videre ikke.

Det er indlysende, at *Vertigo moulinsiana* rammes hårdt af vandstands-sænkning og andre former for 'regulering'. Det angives således at den er forsvundet fra sine lokaliteter langs Rhinen fordi moseområderne langs floden er udtørrede (Bondesen 1966). Derudover kan det forventes, at den også skades af eutrofiering idet det vil få tagrørene til at blive så høje, tætte og frodige, at star, sødgræs, iris osv. skygges ihjel. Der mangler dog nærmere undersøgelser af hvad eutrofiering faktisk betyder for arten. Derudover vil tilgroning med buske og træer også være til skade, herunder tilgroning forårsaget af vandstandssænkning. En moderat udgrøftning af en ellesump vil ofte betyde at elletræerne gror lidt bedre end før og bliver lidt tættere i toppen - tilstrækkelig meget til at *V. moulinsiana* bliver skygget væk fra lokaliteten.

Omvendt kan det konstateres at hvor mennesker fælder sumpskoven, f.eks. af hensyn til at bevare udsigten ud over en sø, der skabes der mulighed for at *moulinsiana* kan overleve selv om den mangler i de tilgrænsende, lige så fugtige, men mere overskyggede områder. Eksempler på dette er konstateret på lokaliteterne 19, 21, 28 og muligvis 50.

Arten tåler dårligt græsning. Langt de fleste af de aktuelle findesteder i Danmark er helt uden græsningspåvirkning. I Bøtø-reservatet der har udbredte sumparealer, men hvor der er ret intensiv fåregræsning af hensyn til naturplejen af området, er arten forsvundet; om det er på grund af græsningen vides dog ikke.

Ved Maribo-søerne hvor arten har en meget udbredt forekomst, er sneglen eftersøgt på en måde der kan belyse dens tolerance over for græsning. Det vil sige at den er eftersøgt både på lokaliteter der henligger i naturtilstand, og lokaliteter med forskellig grad af græsning (af kvæg). Resultatet er at dér hvor kvægets påvirkning stadig tillader starplanterne at vokse op til ca. ½ m, er *V. moulinsiana* talrig, og her kan græsningen måske ligefrem være gavnlig ved at forhindre tilgroning med pil og el. Men ved stigende græsningstryk går det hårdere ud over arten. Hvor alle startuer er bidt kraftigt ned, findes arten i så ringe antal at den næppe kan opretholde en bestand på længere sigt. Og hvis kvæget græsser på en eng ud til kanten af en rørskov, så kan starzonen blive for

smal, og der overlever kun en meget tynd bestand af snegle længere ude i rørskovene (som her består af bredbladet dunhammer).

Erfaringerne fra undersøgelsen ved Maribo-søerne er at arten stiller krav til levestedets areal. Hvis der er pletter af starbevoksning tilbage med de rette vandstands- og lysforhold, men disse pletter er for små af udstrækning, så mangler arten. Der er fundet et eksempel på en tilsyneladende meget livskraftig bestand hvis levested i hovedsagen er begrænset til et sumpområde på 400 m² (lokalitet 18) så dette er åbenbart tilstrækkeligt hvis ellers forholdene her til gengæld er ideelle. Andre steder er der fundet tilsyneladende ret sunde bestande på mindre arealer, ned til ca. 100 m², men her synes arten at være meget sårbar over for selv små forskydninger i miljøforholdene. Der kan spores en generel tendens til at flere nærliggende forekomster kan understøtte hinanden, altså at arten kan forekomme på selv temmelig små arealer hvis blot der også i nærheden er andre, større forekomster. Men indtil videre vides der ikke noget om artens spredningsbiologi og muligheden for at opretholde sådanne små bestande ved en såkaldt 'rescue effect'.

2.2.3 Udbredelse i Europa

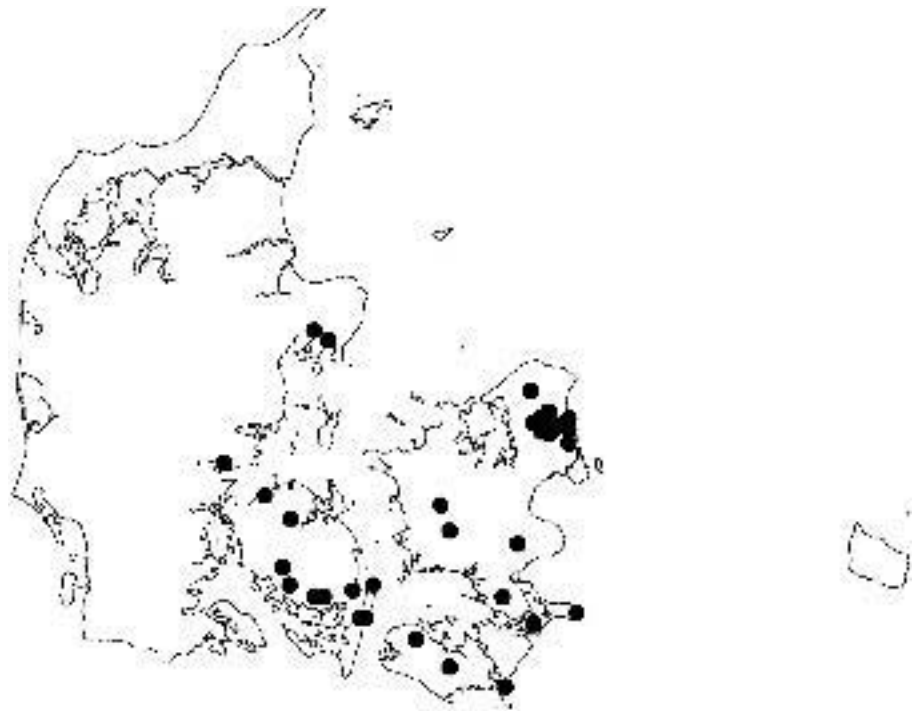
Vertigo moulinsiana findes spredt over store dele af Europa, men hovedforekomsten er i Central- og Vesteuropa, ikke mindst Frankrig. Den har sin absolutte nordgrænse i Danmark. Da arten så vidt vides overvintrer siddende oppe på stænglerne, må den givetvis være ret sårbar over for vinterkulde. Dette er formentlig afgørende for at den ikke findes længere mod nord end Danmark. I Østeuropa er udbredelsen så vidt vides meget pletvis. Her opfattes den af nogen som en relikv fra en tidligere varmeperiode (Frömming 1954). I Nordøsttyskland har den dog vist sig at være mere udbredt end man troede for nogle år siden.

Ifølge van Helsdingen & Willemse (1995) er der betragtelig evidens for at denne art er i tilbagegang hen igennem det meste af sit udbredelsesområde, med de isolerede forposter som de mest sårbare forekomster. Muligvis er der en negativ påvirkning fra afkøling af klimaet; men da der faktisk ikke er en påviselig langtidstendens til afkøling af klimaet, i hvert fald ikke i Danmark, og tværtimod er en tendens til mildere vintrere hos os, skulle klimaændringerne snarere være til gavn for arten end til skade. Den virkelige årsag til tilbagegangen er langt snarere de mange omfattende dræninger og vandstandssænkninger, også i Østeuropa.

2.2.3 Forekomst i Danmark

En oversigt over samtlige tidligere kendte forekomster i Danmark er dels anført i den efterfølgende lokalitetsoversigt og dels vist på kortet Figur 2.

Arten har en ret begrænset udbredelse i Jylland hvor den kun er fundet nogle få steder i Østjylland. Ringelmose Skov ved Kalø (56°17'N) hvor undertegnede fandt den i 1975, og hvor den stadig har en god bestand, er det nordligste findested for arten i verden. På øerne, især Fyn, ser den ud til at være ret udbredt. På Bornholm er den ikke fundet.



Figur 2. Tidligere findesteder for *Vertigo moulinsiana* i Danmark.

De første fund i Danmark blev gjort ved København i 1864 og Vejlesø ved Holte i 1866. Siden da har mange personer fundet arten i Københavns nordlige omegn. Især er den blevet fundet i hele Mølleå-systemet fra Fiskebæk via Furesøens bredder og Lyngby Åmose til Sorgenfri og videre hele vejen ned langs Mølleåen til dens udløb i Øresund ved Springforbi. Som resultat heraf findes der nu en temmelig stor samling af eksemplarer på Zoologisk Museum i København. De fleste af disse indsamlinger er gjort i perioden 1901-1943, og vi kan altså konstatere at arten har haft en kontinuert og vid udbredelse i Mølleå-systemet igennem denne periode, øjensynligt uden tegn på tilbagegang. Efter 1951 er der ikke gjort nogen fund, simpelt hen fordi interessen for arten er aftaget, og ingen har eftersøgt den længere. Artens aktuelle forekomst omtales senere.

2.3 *Vertigo angustior*

2.3.1 *Levevis og biotopkrav*

Vertigo angustior er ikke nær så specialiseret i sine biotopkrav som de to foregående arter; den lever både på fugtige og tørre lokaliteter.

De våde lokaliteter beskrives i Sverige af von Proschwitz (1998a) som solåbne kalkkær og kalkenge, ofte med et meget højt kalkindhold. Baseret på oplysninger fra De Britiske Øer nævner van Helsdingen & Willemse (1995) våde permanent sumpede græsarealer, våde mosbegrøede lavninger i klitter og overgangszonen mellem strandeng og klitter eller hede ved flodmundinger. Når det gælder centraleuropæiske forekomster (Polen), så nævner de kalkholdige moser og sumpe, søbredder samt, mere sjældent, ellesumpe. For Danmarks vedkommende anfører Steenberg (1911) fugtige enge, fugtigt krat og udkanten

af skov. En dansk lokalitet beskrives af Waldén som frodig rigkæring med højt voksende star. I øvrigt ligger danske lokaliteter af denne type ofte langs med mindre vandløb.

Den anden vigtige biotoptype for arten er tørre lokaliteter, ofte nær havet. Steenberg (1911) skriver at den især findes på græsbevoksede, åbne lokaliteter, dog ofte på noget mere tørre steder end den lignende art *Vertigo pusilla*. Han nævner en skov i Nordsjælland, hvor både *V. pusilla* og *V. angustior* kan findes ret talrigt på kalkstensfliser der ligger strøet omkring i græsset. For Sverige anfører von Proschwitz (1998a) kalkpåvirkede tørre bakker, åbne til halvskyggede skrænter med stenblokke samt temmelig tørre, rige ædelløvskov. På Fyn forekommer den i det åbne landbrugslandskab i markhegn med popler og tørre diger/stengærder (Brokmann 1961). På Langeland og flere andre steder findes den især på stranden, gerne nedenfor skov, men også i åbent terræn. Den er fundet i mængde under pinde og især barkstykker på de tørre partier af forstranden over højvandslinjen (Bondesen 1961).

Lige som mange andre små sneglearter er den sårbar over for græsning. Således anfører Bondesen (1961) fra øen Hven i Øresund at *Vertigo angustior* har overlevet på en enkelt strandskrænt med tørkeelskende vegetation fordi netop denne skrænt ikke har været anvendt til græsning.

Som det fremgår, kan det være svært at sige noget helt generelt om levestederne for *Vertigo angustior*. Hvis man skal udpege beskyttede levesteder for arten ifølge Habitatdirektivet, så kan det være svært at afgrænse hvad der er de egnede biotoper for arten på en bestemt lokalitet. Et sted kan det være en skråning med mosbegrøede stenblokke, et andet sted en tør, græsklædt skrænt ud mod havet, et tredje sted et stengærde, et fjerde sted en strandvold, et femte sted et skovbryn, et sjette sted en skoveng og et syvende sted en starsump langs et vandløb. Men man kan ikke regne med at hvis flere af disse biotoper er til stede i samme område så vil arten også kunne leve på dem alle. Det vil være ret tilfældigt hvor der lige netop opstår de forhold der forsyner *Vertigo angustior* med netop den mikroflora som den kan ernære sig af.

At *Vertigo angustior* er taget med i Habitatdirektivet, skyldes nok forholdene i Centraleuropa, f.eks. Tyskland, hvor den mere udpræget end hos os er begrænset til fugtige våde lokaliteter, altså starsumpe langs flodløb og lignende. Dette er biotopstyper som er stærkt truede af menneskelige indgreb ved bl.a. reguleringer af flodløb, og her kan *V. angustior* altså fungere som indikator for en truet naturtype. Under danske forhold er det derimod mindre oplagt hvad man skal gøre for at beskytte *Vertigo angustior*.

2.3.2 Udbredelse i Europa

Vertigo angustior findes vidt udbredt over hele Centraleuropa, fra Irland i Vest til Kaukasus i øst, mod nord til det sydøstligste Finland. Inden for dette store område er dens forekomst spredt og lokal, og de fleste steder hvor dens status er kendt, er den i tilbagegang, ikke mindst på grund af tørlægning af vådområder. I Ungarn, Tjekkiet og Slovakiet

samt videre østpå synes den ikke at være truet, hvorimod dens situation generelt er dårlig i Vesteuropa (van Helsdingen & Willemse 1995).

2.3.3 Forekomst i Danmark

En oversigt over samtlige tidligere kendte forekomster i Danmark er dels anført i den efterfølgende lokalitetsoversigt og dels vist på kortet Figur 3.

Den er udbredt over dele af Østjylland og det østlige Fyn samt ret generelt udbredt på Sjælland, Lolland-Falster-Møn og Bornholm. I mange egne af landet findes den mest ved kysten.

Der vides meget lidt om hvordan forekomsterne har udviklet sig i tidens løb. I nedenstående lokalitetsoversigt er fundene sammenfattede mht. årstal:

Før 1900:	5
1900-1909:	5
1910-1919:	6
1920-1929:	2
1930-1939:	16
1940-1949:	8
1950-1959:	5
1960-1969:	1
1970-1974:	2
Efter 1974:	0

Disse tal afspejler først og fremmest udviklingen i hvor meget arten er blevet eftersøgt, og det er næppe muligt ud fra tallene at sige noget om



Figur 3. Tidligere findesteder for *Vertigo angustior* i Danmark.

hvorvidt arten er i tilbagegang. Efter 1974 er der næsten ikke søgt efter landsnegle i Danmark.

Kun på nogle få lokaliteter er der tale om gentagne eftersøgninger. Som før nævnt fremhæver Steenberg (1911) en bestemt lokalitet i Nordsjælland, nemlig Terkelskov og Ganløse Eget vest for Farum. Det har derfor været naturligt for andre også senere at eftersøge arten på disse steder. Steenberg angav at den var ret talrig i 1907. Han har senere genfundet den samme sted i 1917 og 1929. Prøven fra 1929, på Zoologisk Museum, rummer 13 eksemplarer, hvilket ikke er færre end de tidligere prøver. En prøve i G. Mandahl-Barths samling fra 1931 indeholder 3 stk. Og i 1942 er den samlet i Ganløse Eget af Jørgen Knudsen. Der er således tale om en kontinuer forekomst i området igennem 35 år.

På strandengen ved Næsgård på Nordøst-Falster er arten indsamlet af H.A. Hansen i 1923-24, og fundet igen af H. Zeissler ca. 1959, altså ligeledes en konstant forekomst over 35 år. Ud fra disse sparsomme oplysninger er det dog ikke muligt at sige noget om hvorvidt arten er tilbagegang i Danmark.

3 Metoder til registrering og overvågning

3.1 Generelt

Vertigo-arterne lever på substrater hvor de kan krybe omkring på overfladen og afgræsse mikrofloraen. Disse substrater er meget ofte blade og stængler af enkimbladede planter. Blade og stængler kan være temmelig grønne og friske eller kun delvis visne (*V. moulinsiana*), de kan være levende, men dog være begyndt at visne (*V. antivertigo*), eller de kan være helt visne (mange arter). Sneglene kan sidde højt oppe på de øverste blade og stængler (*V. moulinsiana*), længere nede på stænglerne (*V. antivertigo*, *V. pygmaea*, *V. substriata*), i tuer helt nede ved foden af bladene (*V. antivertigo*, *V. pygmaea*, *V. geyeri*) eller på visne blade der hænger ned fra tuerne og/eller ligger på jordbunden (*V. angustior*, *V. substriata*, m. fl. arter).

Den mest direkte metode til eftersøgning af sneglene er derfor at undersøge blade og stængler af enkimbladede planter, især starrer og græsser. Med lidt træning kan man godt få øje på de snegle der sidder på bladene. Det kan være nyttigt eller nødvendigt at have en lup ved hånden. Man må indrette søgningen efter hvilken art man er ude efter, efter hvilke plantearter der er til stede på lokaliteten, efter fugtighedsforholdene og efter hvilke mikrohabitater der giver netop de fugtighedsforhold der tillader den rette mikroflora at udvikle sig. Det kan således være forskelligt om man mest skal se på over- eller undersiden af bladene. Nogle steder er der kun de rette fugtighedsforhold helt nede ved jordbunden, mens blade højere oppe er for tørre. Andre steder er der så mudret at blade der ligger på jordbunden er for våde og slimede; her må man i stedet søge på blade der er noget højere oppe. Meget ofte er der de rette forhold på det nederste af bladene i centrum af tuer, også selv om der er tale om meterhøje tuer af topstar. Endvidere må man

vurdere hvor nedbrudte bladene er. Visne blade af rørgræs er f.eks. ofte så tørre at de næsten rasler i vinden. Men hvis de er lidt mere bløde og så nedbrudte at lyset kan skinne igennem dem, så er de velegnede som substrat for *Vertigo*-arterne. Ligeledes er stængler og blade af tagrør som regel for tørre og 'golde'. Men hvis de virker mere fugtige og er plettede af diverse mikrosvampe m.m., så kan de undertiden være egnede substrater for *Vertigo*-arter.

I stedet for at prøve at få øje på sneglene direkte kan man også udvælge egnede blade og ryste dem over en hvid bakke eller lignende, hvorved sneglene falder af og kan opdages.

En anden mulighed er at indsamle visne blade (en førnprøve) som virker egnede for sneglene, og bringe den med hjem. Efter hjemkomsten kan man sortere sneglene fra.

En ofte anvendt metode er sigtning. Visne blade og anden form for vegetation kommes i en sigte, dørslag eller lignende med maskevidde på ca. 5 mm. Det der falder igennem sigten, indsamles, og det undersøges nærmere efter hjemkomsten. Der findes udstyr der er specielt beregnet til dette formål, således at det materiale der falder igennem sigten, falder ned i en stofpose som med mellemrum kan tømmes ned i indsamlingsglas.

Hvis førnen på stedet er meget våd, kan man eventuelt indsamle en førnprøve og så tørre den derhjemme sådan at den lader sig sigte.

Hvis der er tale om snegle der sidder et stykke oppe i vegetationen, kan man forsøge at få fat i dem enten med en vegetationsketsjer af den type der anvendes til insekter, eller ved at lægge et underlag ud under planterne og så banke på planterne indtil sneglene falder ned.

De ovenstående metoder går især ud på at få fat i levende eksemplarer. Ofte vil der imidlertid være relativt få levende eksemplarer, men flere tomme skaller der kan have ligget i årevis og er blevet hobet op igennem længere tid. Hvis man kan finde findelt førn, muld eller lignende, hvor snegleskallerne ophobes, så kan man tage prøver af dette materiale og enten sigte det eller tage det med hjem og sortere det ud.

Den professionelle eftersøgning af små sneglearter som udføres af Göteborgs Museum, er for en stor del baseret på sigteprøver som indsamles i felten og analyseres på museet i vinterhalvåret. Her er der ansat personale som udsorterer prøverne. Denne metode giver en relativt stor registreringschance, også for arter som meget let overses i felten. Det gælder især for sigteprøver der er rettet imod gamle skaller af arter som i levende tilstand er meget fåtalligt til stede.

Metoden forudsætter imidlertid to ting: 1) at undersøgeren har erfaring i, præcis hvor på lokaliteten de eftersøgte arter kan tænkes at forekomme, og hvilken type materiale det kan svare sig at sigte samt 2) at der er tid og mandskab til rådighed til den tidskrævende udsortering. Det oplyses at hver sigteprøve kræver ca. 8 timers sorteringsarbejde bagefter.

3.2 Sammenligning af førnprøve og direkte observation

På en lokalitet har jeg sammenlignet hvad der kan opnås ved direkte observation i forhold til hvad der kan opnås ved analyse af en førnprøve. Det drejer sig om lokalitet 4, et vældparti i nærheden af Holstebro, en tidligere lokalitet for *Vertigo geyeri*. Vegetationen består især af høj sødgræs med et tykt lag visne blade der dækker bunden. Der er dog også partier med star og andre planter.

Lokaliteten blev undersøgt ved direkte observation i to timer. Heraf blev hovedparten af tiden anvendt på vældpartierne. Under observationen var det regnvejr. Dernæst tog jeg en førnprøve på lidt over 10 liter, dvs. en prøve af visne blade m.m. Mange af bladene måtte skæres af med kniv. Efter hjemkomsten blev prøven først kigget igennem, derefter tørret en nat og sigtet.

Tidsforbruget til prøven var:

Indsamling af materiale i felten:	15 min.
Prøven kigget igennem hjemme:	85 min.
Sigtning:	15 min.
Inspektion af sigterest:	7 min.
I alt ca.:	<u>122 min.</u>

Det samlede tidsforbrug til førnprøven var altså ca. 2 timer, og dermed det samme som den tid der blev anvendt til direkte observation i felten. Vi kan derfor sammenligne udbyttet af de to metoder ved ens tidsforbrug.

Førnprøven gav 68 individer af snegle (50 ved direkte inspektion, 18 ekstra ved sigtning). Disse fordelte sig på 12 arter. Ved direkte observation igennem 2 timer observeredes et noget større individantal, fordelt på 13 arter.

Arterne fordelte sig således:

Kun ved direkte observation:	4 arter
Fundet ved begge metoder:	9 arter
Kun i førnprøven:	3 arter

Det skal bemærkes at der ikke blev fundet nogen *Vertigo*-arter ved nogen af metoderne.

Det har også interesse at vide om det specielt er de mindste arter der overses ved direkte observation. Her er det relevant at anføre resultaterne for priksneglen *Punctum pygmaeum* der er Danmarks mindste snegleart. Skalbredden er ca. 1,5 mm. Af denne art blev der ved direkte observation fundet 5 individer og i førnprøven 3 individer. Dette tyder ikke i retning af at de små arter overses i særlig grad.

Dette resultat er ikke nødvendigvis repræsentativt for andre lokaliteter hvor der f.eks. kan være en førn som er langt mere velegnet til sigtning, end her hvor førnen var relativt våd og klistret. Men det antyder som en første tilnærmelse, at x timer anvendt i felten giver nogenlunde samme udbytte som x timer anvendt med udsortering af prøver inden-

dørs. Fordelen ved at tage prøver hjem er således først og fremmest at man derved kan anvende mere tid i alt.

3.3 *Vertigo geyeri*

Skal *Vertigo geyeri* findes ved direkte observation i felten, skal man især søge på de inderste eller nederste dele af starblade i områder med lavtvoksende starvegetation. Der er ikke i nærværende undersøgelse opnået erfaringer om hvordan *V. geyeri* ikke kan artsbestemmes i felten. Alle *Vertigo*-arter som ud fra en overfladisk betragtning kunne være *V. geyeri*, må derfor tages med hjem og artsbestemmes senere ved mindst 10 x forstørrelse.

En betydelig del af de fund der er gjort i Danmark, er opnået ved sigtning af førnmateriale. Dette kræver at den person der indsamler førnprøverne, har erfaring i hvilken type materiale der giver mulighed for at indeholde arten. En sådan erfaring kan føre til en 'søgeprofil' der ikke kan udtrykkes i ord, og som man ikke kan læse sig til. Metoden forudsætter således i ret høj grad at den udføres af en person som allerede har erfaring med at finde arten.

3.4 *Vertigo moulinsiana*

Denne art sidder som regel på stængler og blade et stykke over jordoverfladen. Det betyder at man kan finde den ved at bøje sig ned eller sætte sig på hug og så kigge ind igennem vegetationen i øjenhøjde. Da bunden ofte er blød eller dækket af vand, kræver dette at man er iført waders.

Denne metode - direkte observation - er simpel og effektiv. Når først en egnet bevoksning af star eller sødgræs er lokaliseret, lykkes det i de fleste tilfælde at finde det første eksemplar af arten inden for højst 2 til 3 minutter. Tætheden af dyr kan udtrykkes som antal individer fundet per tidsenhed, og de fleste steder er der tale om mere end et individ per minut. De højeste tætheder der er konstateret i nærværende undersøgelse, er på lidt over 20 individer per minut.

På de samme stængler og blade vil der som regel også være en del andre sneglearter. To af disse kan eventuelt forveksles med *Vertigo moulinsiana*. Den ene er *Vertigo antiwertigo* som dog er lidt mindre, med en lidt anden skalform og i levende tilstand næsten sort hvorimod *V. moulinsiana* fremtræder som lysebrun eller gråbrun med en ret tydelig lysere stribe på 'nakken' bag munden (den såkaldte nakkevalk). Den anden er *Columella aspera* der ofte har nogenlunde samme størrelse og kun er lidt lysere i farven, men som har en noget anden skalform, nemlig bredest forneden, og som ikke har nakkevalk. Ungerne kan også ret let kendes på skallens form og farve.

Det har vist sig at personer uden forudgående erfaring meget hurtigt kan lære at finde *Vertigo moulinsiana* i felten og at skelne den fra de to andre nævnte arter. Eftersøgning af arten kræver altså ikke specialister.

Ud over denne metode - direkte observation - findes der også andre.

For det første kan man slå en vegetationskjetsjer hen igennem sumpbevoksningen og derved få sneglene i ketsjeren. For det andet kan man lægge en dug eller lignende under planterne og så slå på planterne, hvorved sneglene falder ned på dugen og kan observeres her. Sidstnævnte metode anbefales i England (anon. 2000).

Begge disse metoder fungerer, men jeg vil ikke anbefale dem. For det første er de overflødige - direkte observation er som regel mindst lige så hurtigt og effektivt og giver i øvrigt mere præcise oplysninger om, hvor dyrene sidder. For det andet er de mere eller mindre destruktive. Dyr, der falder ned i vand eller mudder, vil næppe altid kunne redde sig op på en tør plantestængel igen. Det kan således forventes at en del af dyrene omkommer ved disse metoder.

3.5 *Vertigo angustior*

Vertigo angustior forekommer på ret forskellige biotoper, og der kan derfor vanskeligt gives en generel opskrift på hvordan den findes. Arten findes ikke nødvendigvis på blade af enkimbladede planter. Men den findes også på undersiden af kviste og små grene, og den kan findes på eller under mos, især i det muld der hober sig op under mosset på sten. Den kan også findes på undersiden af sten, i stengærder eller som før nævnt på kalksten der ligger spredt rundt om på jorden.

Jeg har korresponderet med Ted von Proschwitz, Göteborgs Naturhistoriska Museum om metoder til at registrere *Vertigo angustior*. Von Proschwitz skriver: "Vad gäller *Vertigo angustior* så har jag kanske inga speciella råd. Det brukar inte vara svårt att finna arten om den finns på lokalen. Man brukar kunna få fram den vid bankning av förna och vid sållning på samma sätt som de andra *Vertigo* arterna. I kärrbiotoper lever den i tuvbaserna tillsammans med de övriga. Jag har nog intrycket av att den är något „hårdigare“ än de andra kalkkärrsarterna och försvinner efter *V. genesii* och *V. geyeri* om biotopen skadas. I torr skogsmark och i buskmark på kalkgrund (artens andra ekologiska optimum) finner man den framförallt i de halvöppna partierna, i gläntor i skogen eller i övergången mellan slutet och solexponerad mark".

I en artikel om landsnegle på strandbredder skriver Bondesen (1961): "For navnlig små arter kan indsamlingen hovedsagelig foretages ved omhyggelig eftersøgning (gennemrodning) eller gravning i bunden af biotopen eller ved sigtning af løv, pinde o. lign. Den sidste metode (sigtning) kan give udmærkede resultater, men selvom den førstomtalte metode er mere tidsrøvende, anser jeg den for den bedste, ikke mindst fordi man mere direkte får kendskab til en arts specielle levested. Eftersøgningsmetodens effektivitet er sandsynliggjort ved et par eksempler; *Truncatellina*-arterne og *Vertigo angustior*".

Arten er kun fundet ét sted i nærværende undersøgelse. Her var der tale om en større, ensartet starbevoksning på blød bund i nærheden af et åløb. Her kunne dyrene findes på de visne starblade i bunden af vegetationen, dvs. de lå på bunden, eller de hang ned fra underkanten af startuerne. Kun ét sted var dyrene talrige. Det var i tilknytning til relativt kompakte tuer hvor dyrene krøb omkring på de visne starblade i hulningerne imellem tuerne.

Det skal i øvrigt bemærkes at *V. angustior* let kan artsbestemmes i felten. I modsætning til de fleste andre arter er den venstresnoet. Det samme gælder kun én anden art - *V. pusilla* - men de to adskiller sig markant i farven. *V. angustior* er mørkt rødbrun, mens *V. pusilla* er ret lyst gullig.

3.6 Problemer med artsbestemmelse

Arterne *V. moulinsiana* og *V. angustior* lader sig som regel let bestemme (se Figur 4); ofte kan de sikkert artsbestemmes i felten, så det ikke er nødvendigt at tage eksemplarer med hjem til efterbestemmelse.

Columella aspera der i felten ofte overfladisk set kan minde om Vertigoarterne, er i mange tilfælde for en sikkerheds skyld bragt med hjem til kontrol af at der virkelig var tale om denne art og ikke en Vertigo-art.

Når det gælder *V. geyeri* er forholdene derimod meget mere komplicerede. Den kan ikke kendes med sikkerhed fra andre arter i felten. Eksemplarer der minder om denne art, må derfor tages med hjem og studeres. Især et det et problem med ungerne der endnu ikke har udviklet de afgørende skalkarakterer omkring munden. I tvivlstilfælde er eksemplarer lagt i terrarier med visne starblade for at de kan udvikle sig videre og blive voksne, hvilket tager 1-2 måneder.

Endnu større problemer har der dog været med de næsten-voksne individer. *V. geyeri* kendes bl.a. på at den i munden kun har 4 ret små og svagt udviklede skaltænder, der ikke er forbundet med kalkbelægninger. Det har imidlertid vist sig at andre arter, specielt *Vertigo pygmaea*, kan gennemløbe et stadium hvor de endnu kun har 4, svagt udviklede tænder i munden. Først efterhånden bliver tænderne og kalkbelægningerne færdigt udviklede, og eventuelle yderligere tænder dannes.

En sammenligning af nøglekarakterer for *V. geyeri* og *V. pygmaea* viser følgende:

Skallens højde:

V. geyeri: 1,6-1,8 mm.

V. pygmaea: 1,7-2,2 mm, oftest 2-2,1 mm.

Skaltænder:

V. geyeri: 4 eller færre, svagt udviklede.

V. pygmaea: 4-7 tænder, oftest 5.

Kalkbelægning mellem ganetænder:

V. geyeri: nej

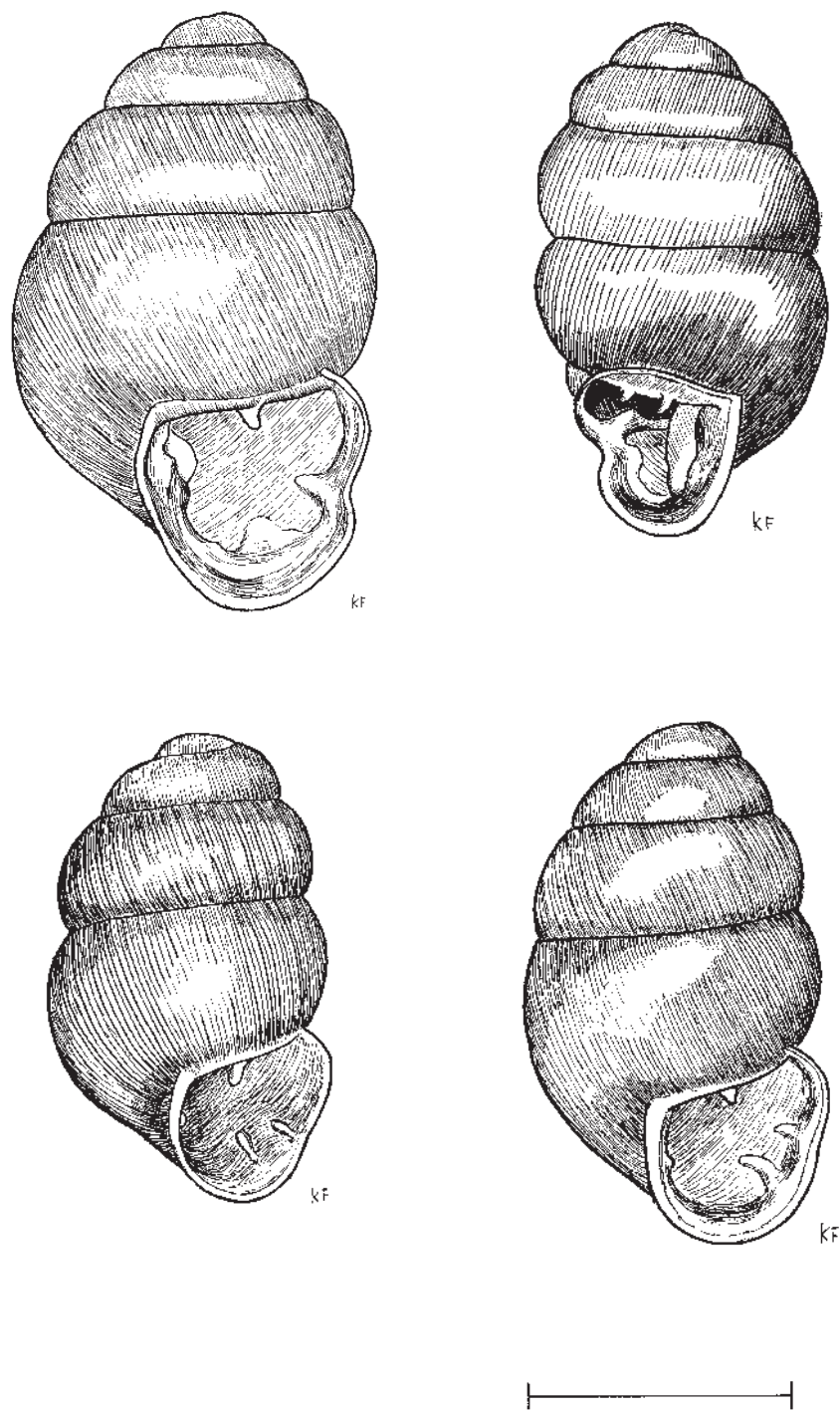
V. pygmaea: ja

Skallens nakke:

V. geyeri: Simpelt, uden tværgående forhøjninger og fordybninger.

V. pygmaea: Med tværgående forhøjninger og fordybninger.

På flere lokaliteter er der fundet Vertigo-eksemplarer på 1,7-1,8 mm, med kun fire svagt udviklede tænder, med ingen eller svagt udviklet



Figur 4. Vertigo-arterne fra øverst t.v. til nederst t.h.: *Vertigo moulinsiana*, *Vertigo angustior*, *Vertigo geyeri* og *Vertigo pygmaea* (som kan ligne *V. geyeri*). Målestokken er 1 mm.

kalkbelægning og uden tværgående forhøjninger og fordybninger på skalnakken. Sådanne eksemplarer måtte altså klart bestemmes som *V. geyeri*. De angivne eksemplarer er mørkebrune eller rødbrune, hvilket passer med angivelser i flere litteraturkilder af at *V. geyeri* er rødbrun.

Først på et sent tidspunkt er det konstateret at disse eksemplarer ikke var *V. geyeri*. Eksemplarer som blev lagt i terrarier, udviklede sig i første omgang tilsyneladende til *V. geyeri*, men har senere udviklet forhøjninger og fordybninger på skalnakken. Det har vist sig at angivelsen af

rødbrun farve for *V. geyeri* er forkert. Sammenligning med autentiske eksemplarer af *V. geyeri* på Zoologisk Museum i København afslørede at disse er lyst gullige i farven. Desuden er der forskelle i spirets form (*V. pygmaea*: ret kegleformet; *V. geyeri*: mere hvælvet), vindingernes form (*V. pygmaea*: moderat buede, adskilt af ret flad søm; *V. geyeri*: stærkt buede, adskilt af dyb søm) og skallens overflade (*V. pygmaea*: relativt glat; *V. geyeri*: svagt, men ret regelmæssigt ribbestribet). Disse kendetegn er ikke fremhævet i den bestemmelseslitteratur der har været konsulteret.

De deraf følgende fejlbestemmelser har desværre medført at det er blevet publiceret at *geyeri* er fundet ved Vessø i Midtjylland i 1999. Dette er ikke korrekt. Der var tale om *V. pygmaea*.

4 Feltundersøgelser 1999-2000

4.1 Baggrund

Efter 1977 er der ikke gjort nogen fund af de sjældne *Vertigo*-arter i Danmark af den enkle grund at der ikke er søgt efter dem. Selv de nyeste fund er altså over 20 år gamle. Og de fleste fund er langt ældre.

I 1998 skulle regeringerne i EU udpege beskyttelsesområder i henhold til Habitatdirektivet, herunder også beskyttelsesområder for de sjældne *Vertigo*-arter. Derved opstod behov for mere aktuel viden. En rapport baseret udelukkende på allerede eksisterende oplysninger ville være klart utilstrækkelig. Derfor er der i 1999 og 2000 bevilget penge til i videst muligt omfang at fremskaffe de nødvendige oplysningerne om arternes status i Danmark.

4.2 Formål

Hovedformålet med feltundersøgelserne i 1999 var, om muligt, at dokumentere at de tre *Vertigo*-arter stadig lever i Danmark. Dette var specielt vigtigt m.h.t. *Vertigo geyeri* som er den sjældneste og mest sårbare art.

Alle fund af *Vertigo geyeri* i Danmark, på nær en lokalitet, er gjort af de professionelle svenske snegleforskere Hans Lohmander og Henrik Waldén fra Göteborg. Derfor blev der rettet henvendelse til Göteborgs Museum om lokalitetsangivelser for de sjældne *Vertigo*-arter i Danmark, og ved velvillig hjælp fra Ted von Proschwitz blev disse oplysninger tilsendt. Første prioritet blev herefter at besøge de tidligere lokaliteter for *Vertigo geyeri* i Nordjylland, Sydsjælland og på Bornholm, hvori- mod eftersøgning af de to andre arter kun skete i ret begrænset omfang. Undersøgelserne foregik i perioden 22. oktober - 1. november 1999.

I 2000 blev der lagt mest vægt på at få et indtryk af situationen for *Vertigo moulinsiana*. Hovedparten af alle tidligere kendte lokaliteter blev besøgt, foruden at der stikprøvevis blev undersøgt på tilfældigt ud-

valgte muligt egnede lokaliteter. Desuden blev undersøgelsen af *geyeri*-lokaliteterne gjort mere fuldstændig, dvs. alle manglende lokaliteter blev besøgt, og de øvrige blev undersøgt igen mere grundigt. En omfattende gennemgang af lokaliteter for *V. angustior* mangler stadig.

Der blev foretaget undersøgelser i de to områder, Maribo-søerne og Møns Klinteskov, der er udpeget som habitatområder for *Vertigo*-arter. Feltarbejdet blev udført af Kåre Fog, i adskillige tilfælde med hjælp fra andre interesserede personer.

4.3 Forløbet af en undersøgelse

Undersøgelsen har været tilrettelagt sådan at den første tid på en lokalitet blev brugt til at orientere sig i terrænet m.h.p. at finde de steder hvor der med størst sandsynlighed findes snegle. Denne orientering kan tage ret lang tid. Derefter koncentrerer indsatsen om de mest lovende dele af lokaliteten.

Indsatsens omfang er afrapporteret som 'søgetid'. Hermed menes den tid, der er anvendt på egentlig eftersøgning af sneglene, dvs. 'med næsen nede i vegetationen'. Dette må være den relevante faktor for at vurdere sandsynligheden for at en art faktisk blev fundet. Det kan ikke være relevant hvor lang tid der er anvendt til at finde frem til egnede steder på lokaliteten eller til at gå frem og tilbage mellem de egnede steder.

I de fleste tilfælde er det talt op hvor mange individer der er fundet i løbet af denne søgetid, sådan at antal individer fundet per minut eller per time kan angives.

Såfremt den eftersøgte art blev fundet på lokaliteten, er undersøgelsen som regel fortsat for at få mere sikre oplysninger om hvor talrig den er, og hvor stort et område den er udbredt over. Det er således ofte sket at *V. moulinsiana* er fundet allerede efter 1-2 minutters søgetid, men at undersøgelsen alligevel er fortsat i en times tid.

I nogle få tilfælde er der, for at spare tid, kun søgt efter arten, indtil den er fundet. Derfor er der i visse tilfælde noteret søgetider på kun 10 minutter eller mindre. Det eneste der kan konkluderes af en sådan undersøgelse, er: "Arten er til stede".

4.4 Antal besøgte lokaliteter

Tabel 1 giver en oversigt over hvor mange steder hver art er eftersøgt. Total antal lokaliteter betyder antal lokaliteter hvor arten tidligere er blevet registreret, og det er muligt at finde dem igen. Her må specielt bemærkes om *V. geyeri* at den kendes fra i alt 14 lokaliteter i Danmark, men de to er så upræcist angivet at de ikke kan genbesøges. Kun 12 lader sig altså genbesøge. Dertil kommer en forekomst fra før 1911 der er angivet som "*Vertigo alpestris forma mitis*". På det tidspunkt skelnede man ikke mellem *V. alpestris* og *V. geyeri*, og formamitis (dvs. en form med færre end 4 tænder) kendes fra begge arter. Ud fra biotopen kan

Tabel 1. Antal lokaliteter besøgt for hver art.

Art	Total antal lok.	Genbesøgt 1999	Genbesøgt frem til 2000	Andre lok. undersøgt
<i>V. geyeri</i>	13	9	13	1
<i>V. moulinsiana</i>	41	2	34	11
<i>V. angustior</i>	51	6	11	1

det formodes at denne angivelse faktisk kunne gælde *V. geyeri*. Derved er vi oppe på 13 lokaliteter der kan genbesøges.

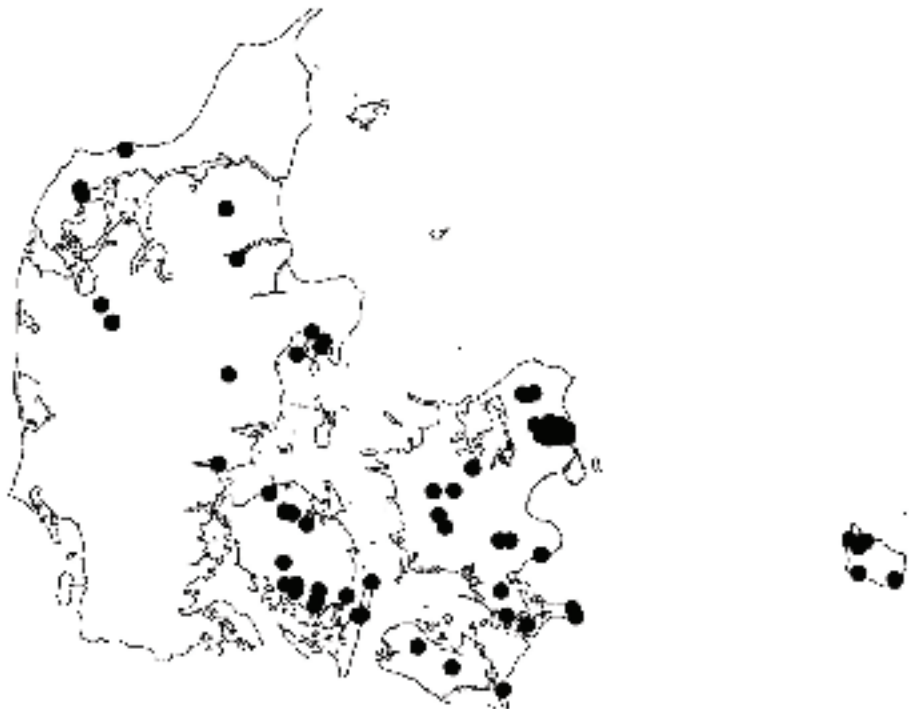
'Andre lok. undersøgt' betyder lokaliteter der er undersøgt specielt med henblik på at finde den angivne art selv om den ikke før har været fundet der.

Nogle af de angivne lokaliteter er fælles for flere arter. På en af lokaliteterne har endda alle tre arter været fundet. Det totale antal lokaliteter er derfor ikke lig summen af tallene i tabellen. Der er i alt undersøgt 64 lokaliteter hvoraf nogle dog kan underopdeles i flere. De besøgte lokaliteter er vist på kortet Figur 5.

4.5 Resultater

4.5.1 *Vertigo geyeri*

Samtlige de 13 lokaliteter for *Vertigo geyeri* som kunne besøges igen, er blevet det. De fleste af dem er også blevet undersøgt temmelig grundigt. Den samlede søgetid for de 13 lokaliteter er ca. 42 ½ time, dvs. i gennemsnit ca. 3 ½ time per lokalitet.



Figur 5. Lokaliteter besøgt af Kåre Fog i 1999 og 2000.

Efter det første års undersøgelser, i 1999, var konklusionen at *V. geyeri* kun var fundet ét sted - nemlig ved Vessø i Midtjylland, og kun i få eksemplarer. Også i 2000 blev der tilsyneladende fundet eksemplarer af *V. geyeri* enkelte steder, men nærmere undersøgelser af skallerne fra både 1999 og 2000 endte med den konklusion at der i alle tilfælde var tale om ufærdige skaller af *Vertigo pygmaea*. Angivelsen af *V. geyeri* i 1999 er altså en fejl. Den samlede konklusion er at arten slet ikke er fundet.

Hvad er så årsagen til at arten ikke er fundet? I rapporten for 1999 skrev jeg at: "Undersøgerens manglende erfaring må tages i betragtning". Jeg har indtil nu aldrig fundet arten og har derfor ikke nogen 'søgeprofil' for hvor man skal søge den. En stor del af søgeindsatsen er derfor givetvis sat ind på steder der faktisk ikke er egnede for arten.

Jeg tror dog at denne mangel kompenseres af den store indsats der er gjort på lokaliteterne. Med i gennemsnit 3 ½ times søgetid per lokalitet - og her menes vel at mærke effektiv søgetid med næsen næsten helt nede i bunden af vegetationen - så burde arten være blevet fundet. Når så lang tid er anvendt forgæves, så må konklusionen efterhånden blive at arten virkelig er forsvundet fra en stor del af lokaliteterne, måske dem alle sammen.

De tre seneste fund af arten er gjort af H. Waldén i 1970. Dette er altså relativt nye fund. Virker det sandsynligt at arten skulle være forsvundet fra disse tre steder på bare 30 år?

Det første af stederne er lok. 6 ved Rold Skov. Waldén anfører en floraliste for den rigkæreng hvor fundet blev gjort. Dominerende var blåtop *Molinia sp.*, og desuden var der starrer, især toradet star *Carex disticha*. Der angives desuden en række urter, herunder gøgeurter *Orchis sp.* Bunden bestod af brunmosser (på dansk: seglmos). Der var spredte pile-, birke- og ellebuske. I dag finder man i området forskellige typer af sumpbevoksninger, men ingen som rigtig svarer til hvad Waldén beskrev. Kun ét sted i området er der en større bevoksning af blåtop. Det er det sted hvor man mest naturligt først kommer ned til ådalen, og det kan derfor meget vel være Waldéns lokalitet. Her er vegetationen imidlertid nu helt overskygget af elleskov; de "spredte ellebuske" har altså nok taget overhånd. *V. geyeri* vil ikke kunne leve der. Der er andre steder i nærheden med relativt lav kærevegetation, men i disse områder er der slet ikke fundet *Vertigo*-arter. En større del af søgeindsatsen burde måske være lagt i denne vegetationstype. Men under alle omstændigheder er det sikkert at den vegetation der fandtes i 1970, nu har ændret sig.

Det andet sted er lok. 7 sydøst for Hobro. Også her angiver Waldén en floraliste, også her er det usikkert præcis hvor i området fundet blev gjort, og også her kan man trods alt med nogen sandsynlighed pege på en bestemt plet som det mest sandsynlige sted. Waldén angav et sparsomt indslag af kragefod *Comarum sp.*, pors *Myrica sp.*, klokkeløng *Erica sp.* og tørvemos *Sphagnum spp.* Disse arter findes ikke længere i området, dvs. vegetationen er blevet mere eutrof. Andre arter tilhørende mere eutrof vegetation findes stadig i området. I den pågældende vegetation kunne der dog ikke findes nogen *Vertigo*-arter.

Det tredje sted er lok. 11 på Mols. Stedet beskrives som frodig rigkær-
eng, og der angives mange plantearter, herunder kødfarvet gøgeurt
Orchis incarnata. Det angives også at der er rigeligt med pilekrat samt
buske af birk og gråel. En sådan vegetation findes slet ikke længere i
området. Det pågældende sted er muligvis det område hvor der nu er
høj sumpskov bestående af gråel, med helt skygget bund, og her kunne
der ikke findes nogen *Vertigo*-arter.

Endnu et eksempel er lok. 4 øst for Holstebro. Den blev undersøgt af H.
Lohmander i 1957, og der er trykt et fotografi af stedet (Lohmander
1959). Det var et afgræsset vældparti hvor vegetationen bestod af star-
eng med mosser i bunden. I randen af området var der lave tagrør. Der
anføres en artsliste over de fundne sneglearter. Dette vældparti eksister-
er stadig, er stadig afgræsset og ligner i nogen grad det, der ses på
fotoet fra 1957. Vegetationen er imidlertid en anden. Der er ikke læn-
gere tagrør, og der er kun lidt star i den ene ende af området. I stedet
domineres det helt af høj sødgræs *Glyceria maxima*. Af de 18 sneglearter,
der anføres fra stedet, kunne de 8 ikke findes i 2000. Til gengæld blev
der fundet 6 andre arter. Der er således sket en ret stor udskiftning ikke
blot i floraen, men også i sneglefaunaen. Selv om de fysiske omstæn-
digheder er ret uforandrede - stadig græsning, ingen afvanding - så har
flora og fauna altså alligevel ændret sig betydeligt.

Af de 13 genbesøgte *geyeri*-lokaliteter er der kun 2, nemlig lokalite-
terne 36 og 45 på Sjælland der er blevet 'mishandlet' af mennesket ved
opgravning, rørlægning af grøfter og lignende. De øvrige 11 er i og for
sig uforstyrrede. Nogle af dem (lokaliteterne 1, 4, 7, 12, 40 og 64) er
stadig helt eller delvis afgræssede og tilsyneladende ikke afvandede.
Andre (lokaliteterne 3, 5, 6, 11 og 61) henligger mere eller mindre i en
slags naturtilstand, uden afgræsning, og er øjensynlig groet en del til
med træ- og buskvækst siden *V. geyeri* blev fundet der. Den samlede
konklusion bliver derfor at *V. geyeri*'s forsvinden kun i ringe grad har at
gøre med ødelæggelse af lokaliteterne. Den må i stedet forklares af de
gradvise forandringer der sker i vegetationen, hvad enten lokaliteten
er afgræsset eller ej. Disse forandringer kan måske for en stor del an-
skues som resultat af eutrofiering, herunder luftbåren eutrofiering.

Det må p.t. anses for ganske usikkert om *Vertigo geyeri* stadig findes i
Danmark. De vegetationstyper der anføres i engelsk litteratur om ar-
ten, er i vore dage meget sjældne i Danmark. Englændernes karakterart
for væld med forekomst af *V. geyeri* - nemlig sort skæne *Schoenus nigricans*
- er således meget sjælden i Danmark nu. Desuden vil det være meget
vanskeligt at finde vældpartier med starbevoksning i en højde på kun
5-20 cm uden at disse er meget stærkt påvirkede af græsning.

Såfremt man skulle forsøge at finde arten i Danmark, skulle man nok
forsøge at skaffe sig et overblik over hvor i landet der findes væld- og
sumppartier med tilnærmelsesvis ideel vegetation. Man kunne f.eks.
forsøge at gennemgå samtlige kendte danske voksesteder for de to ar-
ter af skæne samt for melet kodriver *Primula farinosa*. Man kunne også
forsøge at kortlægge alle vældprægede partier i de kalkholdige bakker
langs Mariager Fjord (*V. geyeri* er angivet fra "Mariager", men uden mere
præcis stedsangivelse). Områderne omkring Vessø kunne også gås mere
systematisk igennem for vældpartier af den rette karakter. Og man

kunne i det hele taget udvælge en række af landets bedste rigkærs-lokaliteter til undersøgelse.

Det kunne måske være en fordel hvis eftersøgning af arten på sådanne omhyggeligt udvalgte lokaliteter kunne udføres af specialister med personligt kendskab til artens biotopkrav for at undgå at bruge meget tid på undersøgelse af lokaliteter som i virkeligheden er uegnede til arten.

4.5.2 *Vertigo moulinsiana*

I alt 34 lokaliteter hvor *Vertigo moulinsiana* tidligere er blevet registreret, er undersøgt igen. På 12 af disse lokaliteter blev arten ikke genfundet.

Derudover er der nogle få lokaliteter hvor resultatet er svært at angive. Et sted (lokalitet 18) blev arten i sin tid fundet på sydsiden af Odense Å. Her kunne den ikke genfindes, men den er fundet lige ovre på den anden side af åen, altså måske kun 10-20 m fra det oprindelige finde-sted.

Arten er i sin tid angivet fra "Nordsiden af Fiskebækbugten" ved Furesøen. I det område der måske mest geografisk korrekt er "Fiskebækbugten", kunne arten ikke findes, men den blev fundet nærmere ved selve Fiskebæk på et sted som måske godt kunne betegnes som hørende til Fiskebækbugten.

På lokalitet 45 findes den ikke i den del af mosen som formentlig er det oprindelige findested, men den findes ca. 330 m derfra i en mere uforstyrret del af mosen.

Hvis disse tre forekomster regnes for genfund, så er der 22 af de 34 lokaliteter hvor arten er genfundet, dvs. 65 % af lokaliteterne. Dette må siges at være en ret høj procentdel, især i betragtning af at mange af lokaliteterne er fra Københavnsområdet og meget gamle. På det første præcist kendte sted hvor arten blev fundet, nemlig i 1866, og som nu er helt omgivet af byområder, findes der f.eks. stadigvæk en talstærk bestand.

Kun få af de 34 lokaliteter er blevet mere eller mindre ødelagt. Det gælder muligvis lokalitet 9 og i nogen grad lokaliteterne 25, 27, 32, 36, 45 og 52. På lokalitet 45 har arten alligevel overlevet. Der er således kun 5-6 lokaliteter hvor artens forsvinden med nogen sandsynlighed kan tilskrives menneskeskabt ændring af lokaliteten. På de resterende 27 lokaliteter er levestedet i og for sig intakt, og af dem er der 19-21 hvor arten har overlevet. Det betyder omvendt at der er en del tilfælde hvor levestedet er intakt, men hvor arten alligevel er forsvundet.

På en del af de steder hvor arten er forsvundet helt eller delvis, er der sket tilgroning med elleskov eller anden skyggende trævækst på en sådan måde at starbevoksningerne ikke længere får lys nok. Denne øgede trævækst kan skyldes vandstandssænkning i området (lokalitet 32) eller være en ret naturlig proces (lokaliteterne 13, 18, 38). Der er også en del lokaliteter hvor arten ganske vist har overlevet, men hvor selv en meget moderat forøgelse af trævæksten vil kunne give så meget

skygge at den forsvinder (lokaliteterne 21, 23, 28, 41, 42, 45, 47, 48, 50). Flere steder overlever arten hovedsagelig i kraft af at elleskov eller anden trævækst er blevet fældet (lokaliteterne 19, 20, 28 og måske 50). Omvendt kan det også skade arten hvis vegetationen bliver holdt for åben af græssende husdyr; dette spiller måske en rolle for at den er forsvundet fra lokalitet 31.

På lokalitet 38 hvor forholdene p.t. i hvert fald visse steder synes velegnede til arten, er den alligevel forsvundet. Dette kan måske skyldes tidligere trævækst som nu er ryddet og ikke længere kan erkendes.

For at få et indtryk af hvor almindelig arten er i Danmark i det hele taget, er der også undersøgt nogle tilfældigt udvalgte lokaliteter. Der er 11 sådanne kontrollokaliteter som har det til fælles at der tilsyneladende er egnede starbevoksninger til stede, og at de er blevet undersøgt specielt med henblik på at finde *Vertigo moulinsiana*. 2 af de 11 er ikke udvalgt af Kåre Fog, men af andre interesserede personer som først har haft mulighed for at finde *V. moulinsiana* i naturen og lære dens biotopkrav at kende, og som derefter har sagt: Hvis det er det den kræver, så må den vel også kunne findes på den og den lokalitet. De fleste kontrollokaliteter ligger kun få km fra en nuværende eller tidligere lokalitet for arten så man kan ikke sige at de er helt tilfældigt udvalgt.

De 11 kontrollokaliteter er lokaliteterne 10, 16, 17, 19, 20, 22, 39, 43, 50, 58 og 59. Af dem er arten faktisk fundet på de seks, nemlig lokaliteterne 19, 20, 22, 50, 58 og 59. *V. moulinsiana* er altså fundet på $6/11 = 55\%$ af de tilfældigt udvalgte lokaliteter. Til sammenligning blev den fundet på 65% af de lokaliteter hvorfra den tidligere er kendt. Det betyder at den omstændighed at arten tidligere har været fundet på lokaliteten, ikke øger chancen for at finde den ret meget. Man skal altså ikke forestille sig *moulinsiana* som en sjælden relikvium der holder stand på nogle af de steder hvor den nu engang allerede findes. Snarere må den opfattes som en vidt udbredt art der i visse områder har koloniseret alle egnede lokaliteter. Dette gælder åbenbart Syd- og Sydvestfyn (lokaliteterne 19 til 24), Mølleå-Furesø-området (lokaliteterne 46 til 55) og Gribskov-området (lokaliteterne 57 til 59).

Foruden at arten er fundet på seks nye steder blandt kontrollokaliteterne er der yderligere gjort et par nye fund af arten under eftersøgning efter andre *Vertigo*-arter. Det gælder Vessø i Midtjylland (lokalitet 12) og ved Liselund på Møn (lokalitet 34). Begge disse steder er der dog kun fundet ganske få eksemplarer.

En samlet oversigt over de aktuelle findesteder ses på kortet Figur 6.

Det er nyt at arten er konstateret i Midtjylland. De fleste lokaliteter har været ret nær ved kysterne, hvilket kan hænge sammen med at vintrene er mildere ved kysterne end inde i land. Når nu arten forekommer inde i Østjylland, så åbner det mulighed for at den i virkeligheden forekommer ganske mange steder i det østlige Jylland. Desuden er det påfaldende at den tilsyneladende slet ikke har været eftersøgt i det sydlige Jylland. Den kendes fra det østlige Holsten og Slesvig, og der er næppe nogen særlige grunde til, at den ikke skulle findes i Sydøstjylland. Ved eftersøgning her ville man måske kunne udvide artens kendte udbredelsesområde.



Figur 6. Aktuelle findesteder for *Vertigo moulinsiana*.

Ser vi på forekomsterne i vore nabolande, så er *V. moulinsiana* ikke udbredt i Sverige hvor der kun kendes én lokalitet. Men også i Nordtyskland er der påfaldende få findesteder i betragtning af at sneglefaunaen her gennemgående er undersøgt mere grundigt end i Danmark.

Noget kunne således tyde på at Danmark byder på usædvanligt gode forhold for arten, hvilket delvis kunne have at gøre med vore milde vintre.

Samtidig må vi konstatere at på visse af lokaliteterne er *V. moulinsiana* både talrig og vidt udbredt, sådan at den totale populationsstørrelse må være meget stor. Det gælder især Maribo-søerne (lokalitet 30), Vaserne ved Furesøen (lokalitet 53) og i nogen grad forekomsterne i Gribskov-området (lokaliteterne 57-59). Disse nævnte områder er samtidig meget passende habitatområder; det vil sige at dér hvor vi har meget store bestande af en størrelse som måske også på europæisk plan har betydning, dé steder er udpeget som habitatområder.

4.5.3 *Vertigo angustior*

Der har ikke været fokus på *Vertigo angustior* i denne undersøgelse. Den er eftersøgt på 5 lokaliteter (lokaliteterne 11, 25, 33, 36 og 45) der alligevel skulle undersøges for andre *Vertigo*-arter. Derudover er der søgt specielt efter denne art på 6 tidligere lokaliteter (lokaliteterne 34, 35, 37, 56, 60 og 63). I alt er den således eftersøgt på 11 tidligere lokaliteter. Desuden er der taget stilling til en tolvte lokalitet hvor levestedet (lokalitet 62A) er forsvundet, og hvor der i stedet for er søgt på en lignende lokalitet (lokalitet 62B).

Eftersøgningen i Møns Klint-området (lokaliteterne 33-34) havde den

særlige betydning at Møns Klint er udpeget som habitatområde til beskyttelse af *Vertigo angustior*.

Den samlede søgetid ved eftersøgning af denne art på de 11 tidligere kendte lokaliteter løber op i ca. 28 timer, dvs. i gennemsnit 2 ½ time per lokalitet. Der er altså tale om rimelig grundige eftersøgninger. Det er derfor skuffende at måtte konkludere at arten ikke er blevet fundet på et eneste af disse steder. I de fleste tilfælde må det tolkes sådan, at arten faktisk er forsvundet - ikke mindst i lyset af en specialists erklæring om at "Det brukar inte vara svårt att finna arten om den finns på lokalen".

Det er ejendommeligt at den ikke blev fundet ved Møns Klint hvor forholdene burde være gode for arten. Det kan derfor også tænkes at spille en rolle at undersøgeren (Kåre Fog) kun har ringe erfaring med at finde denne art. Undersøgelsen her kan ikke betragtes som fyldestgørende. Måske burde man lade en specialist med personlig erfaring i at finde arten undersøge Møns Klint-området.

I øvrigt kan det også have spillet en rolle, at sommeren 2000 var relativt tør. Det kunne betyde at bestandstætheden af *angustior* blev lille, og dermed at registreringschancen også blev beskedent.

Ud af de 12 tidligere lokaliteter er der seks, nemlig lokaliteterne 25, 36, 45, 60, 62A og 63, som er mere eller mindre ødelagt af menneskelig aktivitet. Det er værd at bemærke at de tre lokaliteter på Bornholm som alle tre var englokaliteter, er blevet spoleret som levested.

Af de øvrige lokaliteter er der to som givetvis er groet betydeligt til med trævækst (lokaliteterne 11 og 56). For de øvrige vides der ikke meget om hvordan trævæksten har ændret sig (lokaliteterne 33, 34, 35 og 37). Det kan dog antages at også her er lokaliteten mere skygget end tidligere. Fundene i Møns Klint-området er fra 1916 og 1933, og formentlig har skoven her igennem en periode været mere præget af bøg end tidligere. I de dele af Klinteskoven der ejes af staten, lader man nu en del skovpartier få præg af naturskov med en varieret sammensætning af løvtræer og med et mere lysåbent præg hvor væltede stammer får lov at blive liggende. Men dette vil selvfølgelig kun hjælpe *V. angustior* hvis den stadigvæk findes i området.

Da *V. angustior* findes på mange forskellige typer af biotoper, er 12 tidligere findesteder for lille et data-materiale til at konkludere noget om hvilke ændringer i landskabet der især skader arten. Det kan tænkes at der er andre biotoptyper hvor den stadigvæk klarer sig fint. Kun yderligere undersøgelse af flere lokaliteter kan belyse dette.

Til gengæld for de helt igennem negative resultater af genbesøg på tidligere lokaliteter for *Vertigo angustior* blev arten i 1999 fundet på lok. 6 under eftersøgning af *V. geyeri*. Denne lokalitet er således den eneste aktuelt kendte forekomst af arten i landet. Stedet er vist på kortet Figur 7. Tilfældigvis ligger lokaliteten længere mod nord end alle hidtil kendte danske lokaliteter så det udgør samtidig en udvidelse af det kendte udbredelsesområde.

Bestanden på dette sted var, som før nævnt, temmelig lille. Hovedparten af dyrene fandtes inden for et område på højst et par m² i en i øvrigt



Figur 7. Aktuelle findesteder for *Vertigo angustior*.

ret ensartet starsump. I dette lille område var tætheden til gengæld høj. I 2000 blev der igen anvendt 10 min. til at eftersøge arten i den samme starsump, men uden resultat. Ved længere tids indsats var den dog nok blevet genfundet.

5 Lokalitetsoversigt

5.1 Tidligere registrerede danske forekomster af *Vertigo geyeri*

Jylland

Lild, Hanherred, 1954 (Lohmander 1958).
 Øst for Skjoldborg, Thy, 1954 (Lohmander 1958).
 Borbjerg nordøst for Holstebro, 1957 (Lohmander 1958.)
 Gindeskov Krat ved Haderup, 1957 (Lohmander 1958).
 Lindenberg Å nordøst f. Nørlund Savværk, Waldén 1970 (GM)
 Mariager (ikke nærmere stedfæstet), 1936 (Lohmander 1937).
 Brødløs sydøst for Mariager, Waldén 1970 (GM).
 Vest for Kvelstrup, Skødshoved-halvøen, Waldén 1970 (GM).
 Vessø sydøst for Ry, Lohmander 1936 (Lohmander, 1937), Fog 1999 (KF)

Sjælland

Furesøen n. f. København, sted og år ikke nærmere angivet (GM, gave fra Tromsø Museum).
 Ordrup Mose/Ermelundskrattet n. f. København, R. H. Stamm ca. 1900,

H. Schlesch 1936 (ZM; Steenberg 1911; Schlesch 1927).
[Tadsemølle v. Tystrup Sø, Midtsjælland. Steenberg (1911) angiver, at *Vertigo alpestris* forma mitis er fundet i talrige eksemplarer ved Tadse; som påpeget af Zeissler (1960) kan der have været tale om *V. geyeri*, hvilket ud fra biotopen forekommer sandsynligt].
Udby n. f. Vordingborg, Lohmander 1933 (GM).

Bornholm

Torpebakken n. f. Klemensker, Lohmander 1938 (GM).
Dyndeby s. f. Poulsker, Lohmander 1938 (GM).
På ingen af disse lokaliteter kunne arten genfindes.

5.2 Tidligere og nuværende registrerede danske forekomster af *Vertigo moulinsiana*

Hvor arten kunne genfindes, er angivet et +. Hvis den er eftersøgt for-gæves, er angivet et \. Intet genbesøg er angivet med -.

Jylland

Ringelose, Ringelose Skov ved Kalø, Fog 1975 (KF). +
Femmøller, Mols, 1934, C. O. van Regteren Altena (RL + NMÅ, Schlesch 1936, Bondesen 1966). \
Træskohage, Vejle Fjord, 1911 (ZM, Steenberg 1911). \

Fyn med øer

Gyldensten v. Bogense, Lohmander 1937 (Balsløv & Petersen 1937). +
Viemose ved Allesø nv. f. Odense, 1937 (FS + ZM + NMÅ, Balsløv & Petersen 1937). +
Odense Å over for Brobygård, 1937 (Balsløv & Petersen 1937). +
Brahetrolleborg Nørresø, Lohmander 1938 (GM, Balsløv & Petersen 1938) +
Ollerup Sø v. f. Svendborg, Lohmander 1938 (GM, Balsløv & Petersen 1938) +
Nielstrup Sø v. f. Svendborg, Lohmander 1938 (GM, Balsløv & Petersen 1938) +
Elsehoved, Østfyn, 1937 (Balsløv & Petersen 1937) \
Stigtehave v. Lohals, Langeland, S. Brokmann 1960-61 (NMÅ, Bondesen 1966) \
Åsø skov v. Tranekær, S. Brokmann 1950 (NMÅ) \
Tranekær Slotssø, Langeland, P. Bondesen 1935 + 1937 + 1942 (NMÅ; Bondesen 1966), Lohmander 1937 (Balsløv & Petersen 1938) +

Lolland-Falster-Møn

Vesterborg Sø, Vestlolland, Lohmander 1937 (Lohmander 1938, Bondesen 1966) +
Søkomplekset s. f. Maribo, Lohmander 1937 (Lohmander 1938, Bondesen 1966) +

Bøtø, Sydfalster, R. Hansen 1947 (ZM) \
Askeby Sø, Vestmøn, Lohmander ca. 1960 (Bondesen 1966) \
Maglevandsfaldet, Møns Klint, Lohmander 1933 (GM) \

Midt- og Sydsjælland

Udby n. f. Vordingborg, Lohmander 1933 (GM; Bondesen 1966) \
Ulsesø, H. Schlesch 1934 (Schlesch 1925b) \
Tystrup Sø v. Suserup Skov, Fog 1977 (KF) +
Bromme Lillesø n. f. Sorø, G. Mandahl-Barth 1953 (DBL) +
Lindenberg Kro v. f. Roskilde, Steenberg 1903 + 1907 (ZM) +

København og Nordsjælland

Omegnen af København, H. Møller 1864, (ZM) -
Lersøen, København, ÷ år (ZM) -
Ordrup Mose n. f. København, H. Schlesch 1924 + 1925 + 1936 (ZM +
DBL; Schlesch 1925a, 1927) +
Mølleåen v. Springforbi, Steenberg 1907 + 1910, Thorson 1926 (ZM), G.
Mandahl-Barth 1935 (DBL). +
Rådvad, C. Petersen 1907-08 (ZM), G. Mandahl-Barth 1935 (DBL), Fog
1999 (KF) (-)
Stampen, H. Schlesch 1931 + 1936 (ZM, GM), Fog 1999 (KF) +
Ørholm, Steenberg 1911 + 1919 (ZM), G. Mandahl-Barth 1951 (DBL) +
Brede, G. Thorson 1926 (ZM) -
Sorgenfri Slotspark, G. Thorson 1926 (ZM) -
Lyngby, T. Bartholm 1907 (ZM) -
Prinsessestien v. Lyngby, Steenberg 1902 + 1906 (ZM) -
Prinsessestien v. jernbanen, Steenberg 1901 (ZM) -
Prinsessestien v. Frederiksdal, Steenberg 1901 (ZM) \
Vejlesø v. Holte, C. M. Poulsen 1866, samt Steenberg ÷ år (ZM) +
Søllerød Sø n. f. København, Steenberg 1903 (ZM) \
Furesøen, Frederikslund v. Holte, G. Thorson 1926 (ZM), G. Mandahl-
Barth 1943 (DBL). +
Furesøen, nordsiden af Fiskebækbugten, Steenberg 1915 (ZM) (+)
Fiskebæk, Steenberg 1918 (ZM) +
Sjælsø, G. Athen 1956 (Bondesen 1966) -
Fruebjerg Mose, Gribskov, G. Mandahl-Barth 1957 (DBL; Bondesen 1966)
+

5.3 I denne undersøgelse er desuden gjort følgende fund af *V. moulinsiana*

Jylland: Østsiden af Vessø, 2000.

Fyn: Vestsiden af Arreskov Sø ved Gammel Sollerup Voldsted, 2000.

Fyn: Brændegårdssø, 2000.

Fyn: Syltemade Ådal vest for Svendborg, 2000 (Erhardt Ecklon)

Møn: Ved Liselundparken, starten af Djævlekløften, tom skal, 2000.

Nordsjælland: Luknam/Malmmosen ved Furesøen, 2000.

Nordsjælland: Sydvest for Fønstrup Dam, Gribskov, 2000 (Mogens Holmen)

Nordsjælland: Stenholts Mølle ved Esrum Sø, 2000 (Mogens Holmen).

5.3.1 Tidligere registrerede danske forekomster af *Vertigo angustior*:

Jylland

Ø. f. Løvdal v. Mariager Fjord, Waldén 1969 (GM).

Volk Mølle v. Assentoft, Randers Fjord, Waldén 1974 (GM).

Vest for Kvelstrup, Skødshoved-halvøen, Waldén 1970 (GM).

Fløjstrup Skov s. f. Århus, G. Mandhal-Barth 1945 + 1950 (DBH)

Helligkilde, Horsens, 1877 (ZM)

Lille Okseø, Flensborg Fjord, S. Kierulf Petersen 1949 (NMÅ)

Fyn m. øer

Vindinge Å sv. f. Ullerslev, 1937 (Balsløv & Petersen 1937)

Avnslev-Regstrup-Skabo Huse nv. f. Nyborg, markhegn, 1956-60 (Brokmann 1961)

Teglværksskoven n. f. Nyborg, 1956-60 (Brokmann 1961)

Kullerup-Refsvindinge v. f. Nyborg, markhegn m.m. 1956-60 (Brokmann 1961)

Vindinge Å s. f. Vindinge v. f. Nyborg, S. Brokmann 1959 (NMÅ)

Ø. f. Holckenhavn s. f. Nyborg, S. Brokmann 1959 (NMÅ; Brokmann 1961)

Brudager v. Vejstrup Å, 1938 (Balsløv & Petersen 1944)

Elsehoved v. Storebælt, G. Balsløv 1930 (ZM), 1937 (Balsløv & Petersen 1937)

Karskov, Langeland, Lohmander 1938 (Balsløv & Petersen 1938)

Vestre Stigtehave, Langeland Vesterstrand (Bondesen 1961)

Uglebjerg ved Hou, Langeland Østerstrand (Bondesen 1961)

Botofte Strand, Langeland Østerstrand, Bondesen 1933 + 1935 (NMÅ; Bondesen 1961)

Bammeskov Strand, Langeland Østerstrand (Bondesen 1961)

Stengade Strand, Langeland Østerstrand, Bondesen 1942 (Bondesen 1961)

Strand v. Vognsbjerg, Langeland Østerstrand (Bondesen 1961)

Strand v. Keldsnor Fyr, Sydlangeland (Bondesen 1961)

Sjælland

Saltholm i Øresund, J. T. Skovgård 1947 (GM)

Klintebjerg nv. f. Nykøbing Sj., G. Mandahl-Barth 1946 (DBH)

Hammermølle (v. Hellebæk ?), Møller, før 1900 (ZM)

Terkelskov v. f. Farum, Steenberg 1907 + 1917 + 1929 (ZM; Steenberg 1911), G. Mandahl-Barth 1931 (DBH)

Ganløse Eget v. f. Farum, J. Knudsen 1942 (ZM; + Steenberg 1911)

Farum, 1907 (ZM)

Mølleåen, formentlig v. Lyngby, Bartholm 1907 (ZM)
Mølleåen v. Springforbi, 1906 (ZM)
Ordrup Krat + Ermelundskrat n. f. København, Muchardt & R. H. Stamm, formentlig ca. 1900 (ZM)
Ermelunden n. f. København, Steenberg 1907 (ZM)
Lundehusmosen, Emdrup v. København, C. M. Poulsen, før 1900 (ZM)
Ladegårdsåen, København, før 1900 ? (NMAÅ)
Sømerskov, Hornsherred, G. Mandahl-Barth 1942-49 (DBL)
Klonemose n. f. Himmelev v. Roskilde, ÷ år (NMAÅ)
Vemmetofte Strand, Stevns, R. H. Stamm 1913 (ZM)
Holsteinborg, Schlesch 1918/19 (Schlesch 1925b)
Herlufsholm v. Næstved, Schlesch 1918/19 (Schlesch 1925b)
V. Susåen s. f. Næstved, P. Nielsen 1914 (NMAÅ; Nielsen 1917)
Vintersbølle Skov ø. f. Vordingborg, Lohmander 1933 (GM), G. Mandahl-Barth 1947 (DBH)
Viemose Skov v. Kalvehave, G. Mandahl-Barth 1947 (DBH)

Lolland-Falster-Møn

Ravnsborg Voldsted, NV-Lolland, Steenberg 1913 (ZM)
Hildesvig v. Guldborg, Lolland, Lohmander 1937 (Lohmander 1938)
Vålse, NV-Falster, R. Hansen 1911 (ZM)
Strandengen v. Næsgård, NØ-Falster, H. A. Hansen 1923-24 (ZM), (Zeissler 1960).
Gåsesøen i Østerskoven, Falster, A. Klöcker 1885-86 (ZM; Klöcker 1911).
Møns Klint: Klinteskoven R. H. Stamm 1916 (ZM; Schlesch 1943)
Møns Klint: Lille og Store Klint, Lohmander 1933 (GM) (Schlesch 1943)
Møns Klint: Jydelejet, Lohmander 1933 (GM)

Bornholm

Fuglsang nv. f. Rutsker, Lohmander 1938 (GM)
Grønvang v. Humledal v. f. Rø, Lohmander 1938 (GM)
Stammershalde v. Rø, Lohmander 1933 (GM)
L. Myregård s. f. Nylars, Lohmander 1933 (GM)

5.3.2 *I nærværende undersøgelse er desuden gjort følgende fund af V. angustior*

Lindenberg Å nordøst f. Nørlund Savværk, 1999 (KF)

Arten er ikke genfundet på nogen tidligere lokaliteter.

6 Angivelser af samlinger

DBL: Dansk Bilharziose Laboratorium, Charlottenlund (G: Mandahl-Barths samling)

FS: Fyns Stiftsmuseum, Odense

GM: Göteborgs Naturhistoriska Museum

KF: Kåre Fog (privat)

NMÅ: Naturhistorisk Museum, Århus

RL: Rijksmuseum van Natuurlijke Historie, Leiden, Holland

ZM: Zoologisk Museum i København (Se også Bondesen 1966)

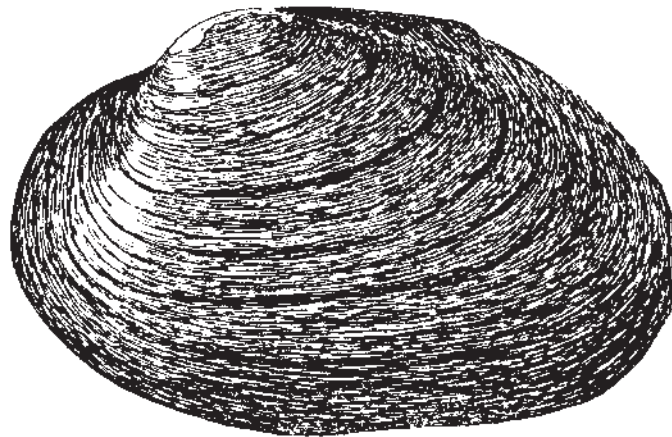
7 Litteratur

- Anon. 2000: National specialist guidance for conservation objectives. Volume 2: Species for SACs and SPAs. - Engelsk rapport.
- Balsløv, G. & Kierulf Petersen, S. 1937: Bidrag til Kendskabet til den recente Molluskfauna i Fyns Stift. - Videnskabelige Meddelelser fra Dansk Naturhistorisk Forening 101: 259-304.
- Balsløv, G. & Kierulf Petersen, S. 1938: Oversigt over Landmolluskernes Udbredelse i Fyns Stift. - Fyns Flora og Fauna 1938: 1-24.
- Balsløv, G. & Kierulf Petersen, S. 1944: Bidrag til Kendskabet til den recente Molluskfauna i Fyns Stift II. - Videnskabelige Meddelelser fra Dansk Naturhistorisk Forening 107: 317-358.
- Bondesen, P. 1961: Strandens landsnegle. - Flora og Fauna 67: 105-113.
- Bondesen, P. 1966: Population studies of *Vertigo moulinsiana* Dupuy in Denmark. - *Natura Jutlandica* 12: 240-257.
- Bondesen, P. 1981: Danske landsnegle. - *Natur og Museum* 20 (2), 30 pp.
- Brokmann, S. 1961: Skalbærende snegle i Nyborgeggen. - Flora og Fauna 67: 159-161.
- Colville, B. 1998: The conservation status of *Vertigo geyeri* Lindholm, 1925 and *V. genesii* (Gredler, 1852) in the British isles. - In: Killeen, I.J., Seddon, M.B. & Holmes, A.M. (Eds.); *Molluscan conservation: A strategy for the 21st century*. Journal of conchology, special publication no. 2: 303-306
- Drake, M. 1998: English Natures contribution to the conservation of non-marine molluscs. - In: Killeen, I.J., Seddon, M.B. & Holmes, A.M. (Eds.); *Molluscan conservation: A strategy for the 21st century*. Journal of conchology, special publication no. 2: 113-123.
- Frömmling, E. 1954: *Biologie der mitteleuropäischen Landgastropoden*. - Duncker & Humblot, Berlin, 404 pp.
- van Helsdingen, P.J. & Willemse, L. 1995: Background information on invertebrates of the habitats directive. - Final Report. European invertebrate survey. EEC.
- Isager, K. & Nielsen, P. 1923: Bløddyr fra Ry- og Silkeborgeggen. - Flora og Fauna 1923: 49-64 & 86-96.
- Kerney, M.P. & Cameron, R.A.D. 1979: *A field guide to the land snails of Britain and north-west Europe*. Collins.
- Klöcker, A. 1911: Skalbærende Land- og Ferskvandssnegle fra Stubbekøbing og Omegn. - Flora og Fauna 13: 80-83.

- Lohmander, H. 1937: Berättelse för år 1936. - Göteborgs Musei Årstryck 1937.
- Lohmander, H. 1938: Berättelse för år 1937. - Göteborgs Musei Årstryck 1938.
- Lohmander, H. 1957: Berättelse för år 1956. - Göteborgs Musei Årstryck 1957.
- Lohmander, H. 1959: Berättelse för år 1958. - Göteborgs Musei Årstryck 1959.
- Müller, O.F. 1774: Vermium terrestrium et fluviatilium historia. Bd. II.
- Nielsen, P. 1917: Fortegnelse over molluskfaunaen ved Næstved. - Flora og Fauna 1917: 9-12.
- von Proschwitz, T. 1998a: Landlevande mollusker i rikkärr i Stockholms län. - Underlagsmaterial nr. 30. Länsstyrelsen i Stockholms län, miljööenheten, 56 pp.
- von Proschwitz, T. 1998b: Miljöövervakningsstudier av landlevande snäckor på Gotland. - Rapport nr. 6 1998. Länsstyrelsen i Gotlands län, livsmiljöenheten, 43 pp.
- Schlesch, H. 1925a: A new locality for *Vertigo moulinsiana* (Dupuy) in Denmark. - The Naturalist (Hull) Nov. + Dec. 1925.
- Schlesch, H. 1925b: Beiträge zur Fauna der Land- und Süßwassermollusken Süd-Seelands. - Archiv für Molluskenkunde 57: 81-94.
- Schlesch, H. 1927: Beitrag zur Molluskenfauna von Dänemark, Ermelunden und Ordrup Mose bei Kopenhagen. - Archiv für Molluskenkunde 59: 74-77.
- Schlesch, H. 1936: 1. Nachtrag zu "Revidiertes Verzeichnis der Dänischen Land- und Süßwassermollusken und ihre Verbreitung". - Archiv für Molluskenkunde 68: 1-12.
- Schlesch, H. 1943: Zur Molluskenfauna Möens. - Archiv für Molluskenkunde 75: 165-186.
- Seddon, M.B 1998: Red listing for molluscs: a tool for conservation? - In: Killeen, J., Seddon, M.B. & Holmes, A.M. (Eds.); Molluscan conservation: A strategy for the 21st century. Journal of conchology, special publication no. 2, pp. 27-44.
- Steenberg, C.M. 1911: Danmarks Fauna bd. 10. - Landsnegle, 221 pp.
- Zeissler, H. 1960: *Vertigo alpestris* in Dänemark. - Archiv für Molluskenkunde 89: 175-177.

Status for tykskallet malermusling *Unio crassus* i Danmark 2000

Jens Skriver, DMU Afdeling for Vandløbsøkologi



1 Indledning

Den tykskallede malermusling *Unio crassus* regnes i dag for truet i store dele af sit udbredelsesområde. Mange steder er arten gået meget stærkt tilbage, og den er således forsvundet fra mange vandløbssystemer rundt omkring i Europa. I bl.a. Sverige og Tyskland regnes *Unio crassus* nu for den mest truede af de store muslinger (Hochwald & Bauer 1988, von Proschwitz 1999, von Proschwitz 2000). Som følge heraf er *Unio crassus* registreret i mange landes rødlistor som værende truet og i tilbagegang. Arten er endvidere optaget i bilaget over arter for hvilke der skal udpeges beskyttelsesområder i henhold til EF- Habitatdirektivet (annex II) og beskyttede arter (annex IV).

I Danmark forekom *Unio crassus* tidligere både på Sjælland, Fyn og i det østlige Jylland (Mandahl-Barth 1949). I de sidste mange år har forekomsten af *Unio crassus* ikke været fulgt i landet. Status for arten har derfor været usikker, men et meget begrænset antal fund af arten har dog betydet at den nu er blevet anført på den danske rødliste (Stoltze & Pihl 1998).

Som følge af *Unio crassus*' status som truet af udryddelse er der i en række lande blevet foretaget undersøgelser med det formål at klarlægge artens forekomst samt at vurdere eventuelle muligheder for at beskytte arten på dens tilbageværende levesteder. Nærværende undersøgelse er iværksat med henblik på at give en status for artens forekomst i Danmark i 2000.

2 Udbredelse

2.1 Udbredelsen af *Unio crassus* i Europa

Den tykskallede malermusling kendes fra størstedelen af Europa bortset fra Island, Norge, de Britiske Øer, Spanien og Italien (Illies 1978). Arten findes således i Skandinavien, Baltikum, øvrige dele af Nord- og Mellemeuropa, Donaulandene og Balkan. Derudover fortsætter artens udbredelse videre ind i Lilleasien (bl.a. Kaukasus).

Arten er gået meget tilbage i store dele af det oprindelige udbredelsesområde. I vore nabolande findes arten i Sverige i fire afgrænsede områder i den sydlige og østlige del (von Proschwitz 2000). I Tyskland findes arten især i landets mere kuperede dele som ikke er så intensivt dyrkede og har lavere befolkningstæthed (centrale og sydligste dele af landet). I Polen har *Unio crassus* tidligere været vidt udbredt. Arten er nu forsvundet fra en stor del af de kendte lokaliteter, men der findes fortsat spredte levedygtige bestande (Piechocki & Dyduch-Falniowska 1993). I Estland er arten udbredt og findes i de fleste større vandsystemer (Timm & Mutvei 1993). Dette hænger formodentlig sammen med at landet som helhed har mere end 50% skov, og at hovedparten af befolkningen lever i byerne ved kysten. Herved er der store og forholdsvis upåvirkede naturområder i Estland.

2.2 Tidligere forekomst af *Unio crassus* i Danmark

2.2.1 Indsamlinger af oplysninger om fundsteder for arten

Oplysninger om tidligere forekomst af *Unio crassus* er indsamlet fra forskellige kilder. Dels findes der en række oplysninger i litteraturen som primært er fra den første halvdel af 1900-tallet, især 1930'erne og 1940'erne (Schlesch 1934, Balsløv & Petersen 1937, Schlesch 1938). Dels har Pia Baagø i forbindelse med sit speciale ved Københavns Universitet (Baagø 1989) gennemgået både tør- og vådsamlingerne af Unionidae fra de danske museumssamlinger. Disse oplysninger er blevet stillet til rådighed af Pia Baagø. Endvidere har flere andre personer bidraget med oplysninger om forekomst af *Unio crassus*. Det drejer sig om Frank Jensen, Naturhistorisk Museum i Århus, Peter Wiberg-Larsen, Fyns Amt, Bo Vest Pedersen, Københavns Universitet samt Søren Birkholm Hansen, SBH-consult.

På baggrund af de indhentede oplysninger om tidligere lokaliteter for *Unio crassus* blev alle vandløb med tidligere forekomst besøgt i efteråret 2000. Det har dog ikke i alle tilfælde været muligt at få detaljerede oplysninger om fundstedet idet denne i en del tilfælde ikke har været angivet i hverken litteraturen eller i forbindelse med de konserverede dyr fra museernes samlinger. I en del tilfælde har der blot været angivet et navn på et vandløb, og der er derfor efter bedste skøn udlagt 1-2 lokaliteter i vandløbet som herefter er blevet undersøgt.

2.2.2 Oplysninger om fund af *Unio crassus* siden 1980

Der er kun få oplysninger om forekomst af arten gennem de senere år. Fra Jylland er arten blevet registreret omkring 1990 i både Lyngbygårds Å og Lystrup Å af Frank Jensen, Naturhistorisk Museum i Århus. På Fyn er det sidste fund blevet gjort i 1984 i Sallinge Å i forbindelse med amtets regionale tilsyn med forureningstilstanden i vandløbene. Derudover har Søren Birkholm, SBH-consult, givet oplysning om fund af ét individ fra Vindinge Å ved Ullerslev i 1997. De sidste fund på Sjælland er gjort i Torpe Kanal ved Glumsø i 1980 og i Suså i 1987 ved henholdsvis Vetterslev og Holløse Mølle (Baagø, upubliceret).

3 Besigtigelse af lokaliteter i 2000

3.1 Feltarbejde, tilrettelæggelse og metode

I forbindelse med feltarbejdet blev der anvendt en standard indsats på i alt ca. 45 minutter pr. station. En strækning på ca. 200-300 meter blev besigtiget. *Unio crassus* blev eftersøgt dels ved at undersøge vandløbets bund ved brug af vandkikkert, og derudover blev der indsamlet materiale fra forskellige dele af bunden ved hjælp af ketsjer. Materialet blev undersøgt for muslinger direkte i felten. Muslinger og skaller af familien Unionidae blev artsbestemt i felten og eventuelt hjemtaget til efterfølgende undersøgelser. På grund af regnvejr i forbindelse med en del

af feltarbejdet var sigtbarheden i vandet i visse tilfælde begrænset. Dette gav problemer med den visuelle undersøgelse i forbindelse med vanddybder større end 0,5-0,7 meter, og det blev derfor opgivet at undersøge lokaliteter i selve Odense Å. Generelt var vanddybden på lokaliteterne i de øvrige vandløb dog typisk væsentligt mindre, og den visuelle undersøgelse kunne foretages uden problemer.

På lokaliteterne blev der endvidere gjort notater om vandløbets fysiske forhold i form af vandløbets dimensioner, substratforhold og strømhastighed. Den biologiske vandløbskvalitet blev endvidere groft karakteriseret ved indsamling af smådyrfaunaen ved hjælp af ketsjer samt ved indsamling af dyr fra et antal sten. Dyrene blev identificeret i felten, og de vigtigste faunaelementer blev noteret.

3.2 Status for *Unio crassus* i Danmark

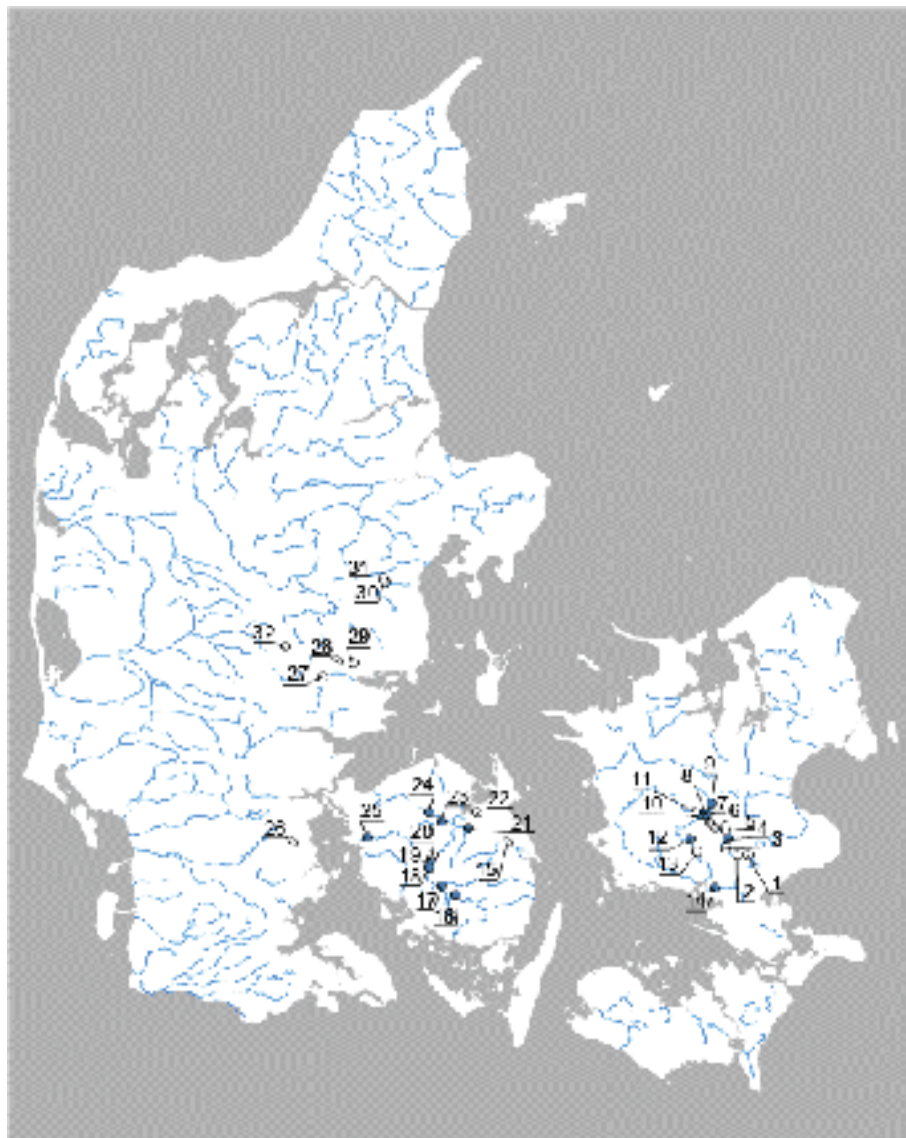
I alt 32 vandløbsstrækninger er blevet undersøgt for forekomst af *Unio crassus*. Arten blev ingen steder fundet som levende dyr, men dens tidligere tilstedeværelse kunne konstateres ved fund af tomme skaller på 13 af lokaliteterne (Figur 1).

Skallernes tilstand var på de enkelte lokaliteter noget forskellig. På enkelte lokaliteter var skallerne forholdsvis godt bevaret vurderet ud fra at de var sorte og begge skaldele stadig hang sammen. I enkelte tilfælde var der stadig områder på skallens inderside med perlemorsglans, men det typiske var at skallerne var blevet sorte på indersiden. På andre lokaliteter lå skaldelene typisk hver for sig, samtidig med at overfladen var delvist nedbrudt hvorved skallerne bliver helt lyse. I en del tilfælde var skallerne endvidere gået yderligere i mindre stykker. Det var dog i langt de fleste tilfælde muligt at artsbestemme skallerne fordi de kraftige strukturer ved hængsel og tænder sædvanligvis var godt bevaret.

Der er i litteraturen beskrevet to former af den tykskallede malermusling. Den normale form *Unio crassus crassus* blev fundet på 12 lokaliteter, mens den noget større form *Unio crassus var. maximus* blev fundet i Flads

Tabel 1. Fund af skaller af *Unio crassus* i 2000 på 13 vandløbslokaliteter i Danmark. Antallet af målte skaller samt middellængde og mindste og største individer er angivet.

Lokalitet	Middellængde (mm; n = antal)	Min - maks. skallængde (mm)
Suså v. Assendrup	48 (n=1)	48
Torpe Kanal v. Regerup	59 (n=13)	47 - 70
Ringsted Å v. Englerup Mølle	63 (n=54)	55 - 73
Tuel Å v. Alsted Mølle	61 (n=9)	57 - 69
Flads Å v. Rettestrup	86 (n=12)	75 - 92
Hågerup Å v. Espe Højlodder	59 (n=16)	42 - 70
Sallinge Å v. Gelskov	63 (n=5)	53 - 69
Vittinge Å v. Lundgårds Mølle	64 (n=2)	62 - 66
Holmehavebækken v. Frankri	58 (n=2)	58
Lindved Å v. Nyborgvej	defekt (n=1)	-
Ryds Å v. Villetofte	51 (n=22)	43 - 70
Stavids Å v. Dybvad Bro	72 (n=15)	54 - 80
Brende Å v. Brende Mølle	61 (n=6)	55 - 66



Figur 1. Lokalteter som er blevet undersøgt for forekomst af *Unio crassus* i 2000. Der blev ikke fundet levende *Unio crassus* på nogen af de 32 lokaliteter. De udfyldte cirkler markerer lokaliteter, hvor der blev fundet skaller, mens åbne cirkler markerer lokaliteter uden skaller.

Å ved Rettestrup. Antallet af skaller samt angivelse af skallængder er vist i Tabel 1. *Unio crassus* var. *maximus* angives at forekomme i Suså ved Gisselfeld, Brende Å, Taps Å og Hansted Å (Schlesch 1934, Schlesch 1938). Skallerne der i nærværende undersøgelse er fundet i Brende Å, var dog ikke større end dem der blev fundet på hovedparten af de øvrige lokaliteter.

4 Årsagen til *Unio crassus*' tilbagegang

På baggrund af besigtigelserne i 2000 må det konstateres at *Unio crassus* muligvis er forsvundet fra Danmark. Dette skal dog tages med det forbehold at arten eventuelt kan være overset i et eller flere af de undersøgte vandløb. Og derudover kan arten tænkes at forekomme i vand-

løb som ikke er undersøgt i nærværende undersøgelse. Under alle omstændigheder må det dog konstateres at *Unio crassus* er gået meget stærkt tilbage i Danmark siden midten af 1930'erne. Ved indsamlinger foretaget i denne periode blev arten registreret fra hovedparten af de vandløb som blev undersøgt i 2000 (Baagøe, upublicerede data).

Årsagerne til tilbagegangen af *Unio crassus* vurderes primært at være forurening samt i visse tilfælde ændring af artens levesteder som følge af regulering og vedligeholdelse af vandløbene. I Tyskland vurderes *Unio crassus*' krav til vandkvaliteten at være en Saprobie værdi på I-II (i værste fald grad II; Hochwald & Bauer 1988), dvs. at arten kræver relativt rent vand. Dette krav er i dag opfyldt i de øvre dele af Suså systemet samt i næsten alle vandløbene på Fyn og i Jylland. De fleste steder har de forureningsmæssige forhold dog tidligere været dårligere end de er i dag. Dette gælder også for så vidt angår landbrugsudledninger af gylle, ajle og møddingsvand. Disse er nu næsten overalt bragt til ophør, men var tidligere et stort problem i de danske vandløb.

Unio crassus må antages i mange tilfælde at være forsvundet som følge af permanente eller periodiske forureninger. I andre tilfælde er årsagen formentlig at den eller de fiskearter der fungerer som mellemværter for *Unio crassus* er forsvundet fra vandløbet eller er blevet så fåtallige at en tilstrækkelig reproduktion ikke længere kan opretholdes (Hochwald & Bauer 1988, Nagel 1991). Herefter er det blot et spørgsmål om tid før *Unio crassus* forsvinder. Ørred som er hyppigt forekommende i de fleste mindre danske vandløb, er ikke egnet til at fungere som værter. Dette gælder også elritse og flere andre fiskearter (Enge & Wächtler 1989, Hochwald & Bauer 1988). Forholdene er dog komplicerede, og der er således eksempler på at en og samme fiskeart kan fungere som vært for normalformen af *Unio crassus*, men ikke for *Unio var. maximus* (Enge & Wächtler 1989). Et andet aspekt er at *Unio crassus* tilsyneladende har en nedre kritisk grænse for bestandsstørrelsen. I Tyskland forsøges det derfor at ophjælpe små bestande af *Unio crassus* gennem udsætning af værtsfisk inficeret med muslingens parasitære stadium (Hochwald & Bauer 1988).

De fysiske bundforhold i de undersøgte danske vandløb vurderes generelt at være god og den fysiske tilstand er som helhed næppe årsagen til tilbagegangen af *Unio crassus*. Kun i enkelte tilfælde vurderes de fysiske forhold som dårlige, bl.a. Suså ved Veterslev som er kraftigt reguleret, og Geels Å på Fyn som har meget ustabile bundforhold med en meget kraftig transport af sand.

5 Litteratur

- Baagøe, P. 1989: Om Anodonta cygnaea (L.) og A. anatina (L.) (Unionidae) - med særlig henblik på artsadskillelse. - Speciale fra Zoologisk Museum, Københavns Universitet. 71p.
- Balsløv, G. & Petersen, S.K. 1937: Bidrag til kendskabet til den recente molluskfauna i Fyns stift. - Vidensk. Meddelelser fra Dansk Naturhistorisk Forening 101: 259-304.

- Enge, H. & Wächtler K. 1989: Some peculiarities in developmental biology of two forms of the freshwater bivalve *Unio crassus* in Northern Germany. - Arch. Hydrobiol. 115 (3): 441-450.
- Hochwald, S. & Bauer, G. 1988: Gutachten zur Bestandssituation und zum Schutz der Bachmuschel *Unio crassus* (Phil.) in Nordbayern. - Fischer & Teichwirt 12: 366-371.
- Illies, J. 1978. Limnofauna Europea. - Gustav Fischer Verlag. Stuttgart.
- Mandahl-Barth, G. 1949: Danmarks Fauna 54. Bløddyr, Ferskvandsbløddyr. - København, 249 p.
- Nagel, K.O. 1991: Gefährdete Flussmuscheln in Hessen. 1. Wachstum, Reproduktionsbiologie und Schutz der Bachmuschel (Bivalvia: Unionidae: *Unio crassus*). - Z. Angew. Zool. 78: 205-218.
- Piechocki, A. & Dyduch-Falniowska, A., 1993: Mieczaki (Mollusca). Malze (Bivalvia). - In: Jaczewskiego, T. & Wolskiego, T. (Eds.); Fauna Slodkowodna Polski, Warszawa.
- Schlesch, H., 1934: Revidiertes Verzeichnis der dänischen Land- und Süßwassermollusken mit ihrer Verbreitung. - Arch. f. Moll. 66: 233-312.
- Schlesch, H., 1938: 2. Nachtrag zu "Revidiertes Verzeichnis der dänischen Land- und Süßwassermollusken und ihre Verbreitung". - Arch. f. Moll. 70: 269-278.
- Stoltze, M. & Pihl S. 1998: Rødliste over truede og sjældne dyre- og plantearter. - Danmarks Miljøundersøgelser og Skov- og Naturstyrelsen.
- Timm, H. & Mutvei, H. 1993: Shell growth of the freshwater Unionid *Unio crassus* from Estonian rivers. - Proc. Estonian Acad. Sci. Biol. 42 (1): 55-67.
- von Proschwitz, T. 1999: Faunistisk nytt 1998 - snäckor, sniglar och musslor. - Göteborgs Naturhistoriske Museum Årstryck 1999: 27-44.
- von Proschwitz, T. 2000: Faunistisk nytt 1999 - snäckor, sniglar och musslor. - Göteborgs Naturhistoriske Museum Årstryck 2000: 21-40.

Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser - DMU - er en forskningsinstitution i Miljøministeriet. DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning indenfor natur og miljø.

Henvendelser kan rettes til:

URL: <http://www.dmu.dk>

Danmarks Miljøundersøgelser
Frederiksborgvej 399
Postboks 358
4000 Roskilde
Tlf.: 46 30 12 00
Fax: 46 30 11 14

*Direktion
Personale- og Økonomisekretariat
Forsknings- og Udviklingssektion
Afd. for Systemanalyse
Afd. for Atmosfærisk Miljø
Afd. for Marin Økologi
Afd. for Miljøkemi og Mikrobiologi
Afd. for Arktisk Miljø
Projektchef for kvalitets- og analyseområdet*

Danmarks Miljøundersøgelser
Vejsøvej 25
Postboks 314
8600 Silkeborg
Tlf.: 89 20 14 00
Fax: 89 20 14 14

*Overvågningssektionen
Afd. for Terrestrisk Økologi
Afd. for Ferskvandssøkologi
Projektchef for det akvatiske område*

Danmarks Miljøundersøgelser
Grenåvej 12-14, Kalø
8410 Rønde
Tlf.: 89 20 17 00
Fax: 89 20 15 15

*Afd. for Landskabsøkologi
Afd. for Kystzoneøkologi*

Publikationer:

DMU udgiver faglige rapporter, tekniske anvisninger, temarapporter, samt en årlig beretning. En database med DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter er tilgængelig via DMU's hjemmeside.

I årsberetningen findes en oversigt over det pågældende års publikationer.

Arbejdsrapporter fra DMU. Om naturovervågning er de senest udkomne rapporter:

- 55 Rasmussen, L.M. 1997: Trækfugle i Tøndermarsken 1994-1995. Tøndermarsken og Margrethe Kog. Pris: 50 kr.
- 56 Rasmussen, L.M. & Gram, I. 1997: Ynglefugle i Tøndermarsken 1995. Tøndermarsken og Margrethe Kog. Pris: 60 kr.
- 57 Rasmussen, L.M. & Gram, I. 1997: Ynglefugle i Røndermarsken 1996. Røndermarsken og Margrethe Kog. Pris: 60 kr.
- 58 Ravn, P. 1997: Monitoring af markfirben *Lacerta agilis* 1995-1996. Sjælland. Pris: 45 kr.
- 59 Wind, P. & Ballegaard, T. 1997: Overvågning af danske orkidéer 1996. Danmark. Pris: 60 kr.
- 60 Eskildsen, J. 1997: Skarver 1997. Danmark. Pris: 45 kr.
- 62 Pihl, S., Madsen, J. & Laubek, B. 1997: Tællinger af vandfugle 1996/97. Danmark. Pris: 30 kr.
- 63 Degn, H.J. 1997: Hedeovervågning 1997. Randbøl Hede. Pris: 35 kr.
- 65 Thorup, O. 1997: Ynglefugleoptælling 1997. Vadehavet. Pris: 40 kr.
- 66 Jensen, J.S. 1997: Bundvegetation 1997. Tipperne. Pris: 30 kr.
- 67 Tougaard, S. 1997: Sæler 1997. Vadehavet. Pris: 30 kr.
- 71 Clausen, P., Amstrup, O., Andersen-Harild, P., Bøgebjerg, E., Fox, T., Jørgensen, H.E., Hounisen, J.P. & Kjær, P.A. 1998: Jagt- og forstyrrelsesfrie kerneområder for vandfugle 1994-1996. Danmark. Pris: 60 kr.
- 72 Wind, P. 1998: Overvågning af overdrev 1997. Danmark. Pris: 50 kr.
- 73 Wind, P. 1998: Overvågning af ekstremrigæk 1997. Danmark. Pris: 55 kr.
- 74 Wind, P. 1998: Overvågning af orkidéer 1997. Danmark. Pris: 55 kr.
- 75 Jacobsen, E.M. 1998: Punkttællinger af ynglefugle i eng, by og skov 1997. Danmark. Pris: 50 kr.
- 77 Rasmussen, L.M. 1998: Jagt og rastende vandfugle 1994-1997. Tøndermarskens ydre koge. Pris: 30 kr.
- 79 Rasmussen L.R. 1998: Færdsel og rastende vandfugle - foreløbige resultater 1997. Saltvandssøen, Margrethe Kog. Pris: 30 kr.
- 81 Nielsen, T.V. 1998: Årsrapport 1996. Vejlerne. Pris: 60 kr.
- 82 Gregersen, J. 1998: Årsrapport 1996. Vorsø. Pris: 50 kr.
- 84 Rasmussen, T.B. 1998: Årsrapport 1996. Suserup. Pris: 35 kr.
- 87 Bunch, M.J., Christensen, J.H., Kjær, P. & Lyng, P. 1998: Årsrapport 1994. Christiansø. Pris: 60 kr.
- 93 Pihl, S. & Laubek, B. 1998: Tællinger af vandfugle 1997/98. Danmark. Pris: 40 kr.
- 94 Rasmussen, L.M. 1998: Ynglefugle i Tøndermarsken 1998. Tøndermarsken og Margrethe Kog. Pris: 50 kr.
- 95 Eskildsen, J. 1998: Skarver 1998. Danmark. Pris: 45 kr.
- 103 Clausen, P., Bøgebjerg, E., Fox, T., Jørgensen, H.E., Hounisen, J.P., Kjær, P.A. & Petersen, I.K. 1999: Jagt- og forstyrrelsesfrie kerneområder for vandfugle 1994-97. Danmark. Pris: 60 kr.
- 104 Thorup, O. & Rasmusen, L.M. 1999: Ynglefugleoptælling 1998. Vadehavet. Pris: 40 kr.
- 105 Heide-Jørgensen, M.P. & Teilmann, J. 1999: Sæler 1998. Østersøen, Kattekat og Limfjorden. Pris: 30 kr.
- 106 Jacobsen, E.M. 1999: Punkttællinger af ynglefugle i eng, by og skov 1998. Danmark. 61 s.
- 108 Jensen, J.S. 1999: Bundvegetation 1998. Tipperne. 25 s. Pris: 40 kr.
- 109 Wind, P. 1999: Overvågning af orkidéer 1998. Påvirkningsfaktorer. Danmark. 31 s. + bilag. Pris: 65 kr.
- 110 Wind, P., Stoltze, M., Fog, K., Christensen, D.G., Briggs, L. & Rybacki, M. 1999: Overvågning af rødlistede arter 1998. Danmark. Pris: 60. kr.
- 112 Eskildsen, J. 1999: Skarver. 1999. Danmark. 47 s. Pris: 50 Kr.
- 113 Rasmussen, L.M. 1999: Analyse af udvikling af ynglende og rastende fugle 1979-99. Tøndermarsken. 131 s. Pris: 65 kr.
- 117 Thorup, O. & Rasmussen, L.M. 2000: Ynglefugleoptælling 1999. Vadehavet. 40 s. Pris: 40 kr.
- 124 Clausen, P., Bøgebjerg, E., Jørgensen, H.E., Hounisen, J.P. & Kjær, P.A. 2000: Jagt- og forstyrrelsesfrie kerneområder for vandfugle: Status 1998. Danmark. 77 s. Pris: 50 kr.
- 125 Jacobsen, E.M. 2000: Punkttællinger af ynglefugle i eng, by og skov 1999. Danmark. 68s. Pris: 50 kr.
- 131 Wind, P. 2000: Overvågning af rødlistede planter 1999. Danmark. 77 s. Pris: 60 kr.
- 133 Jensen, J.S. 2000: Bundvegetation 1999. Tipperne. 21 s. Pris: 40 kr.
- 136 Eskildsen, J. 2000: Skarver 2000. Danmark. 40 s. Pris: 55 Kr.
- 144 Wind, P. 2000: Overvågning af orkidéer 1999. Danmark. 114 s. Pris: 65 kr.
- 146 Clausen, P., Bøgebjerg, E. Jørgensen, H.E., Hounisen, J.P. & Petersen, I.K. 2001: Jagt- og forstyrrelsesfrie kerneområder for vandfugle: Status 1999. Danmark. 84 s. Pris: 55 kr.
- 153 Jacobsen, E.M. 2001: Punkttællinger af ynglefugle i eng, by og skov, 2000. 78 s. Pris: 60 kr.
- 154 Eskildsen, J. 2001: Skarver 2001. Danmark. 47 s. Pris: 55 kr.
- 156 Wind, P. 2002: Overvågning af rødlistede planter, 2000. Naturovervågnig. 58 s. Pris: 65 kr.
- 162 Bregnballe, T. & Eskildsen, J. 2002: Menneskelige indgreb i danske skarvkolonier 1994-2001. 65 s. Elektronisk.
- 163 Wind, P. 2002: Overvågning af orkideer 2000. Naturovervågning. 46 s. Pris: 50 kr.