



# OPDATERING AF: HÅNDBOG OM DYREARTER PÅ HABITATDIREKTIVETS BILAG IV

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 520

2023



AARHUS  
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI





# OPDATERING AF: HÅNDBOG OM DYREARTER PÅ HABITATDIREKTIVETS BILAG IV

---

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 520

2023

Christian Kjær<sup>1</sup> (Red.)  
Lars Christian Adrados<sup>2</sup>  
Mikkel Boel<sup>1</sup>  
Lars Briggs<sup>3</sup>  
Per Klit Christensen<sup>3</sup>  
Niels Damm<sup>3</sup>  
John Frisenvænge<sup>3</sup>  
Kåre Fog<sup>3</sup>  
Rikke Reisner Hansen<sup>1</sup>  
Martin Hesselsøe<sup>5</sup>  
Rasmus Mohr Mortensen<sup>1</sup>  
Peer Ravn<sup>4</sup>  
Sabine Stosiek<sup>2</sup>  
Morten Strandberg<sup>1</sup>  
Ole Roland Therkildsen<sup>1</sup>  
Peter Wiberg-Larsen<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Aarhus Universitet, Institut for Ecoscience

<sup>2</sup>Biola Consult

<sup>3</sup>Amphi Consult

<sup>4</sup>Ravn Nature ApS

<sup>5</sup>NIRAS A/S



# Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 520
Kategori:	Rådgivningsrapporter
Titel:	Opdatering af: Håndbog om dyrearter på Habitatdirektivets bilag IV
Forfatter(e):	Christian Kjær <sup>1</sup> (Red.), Lars Christian Adrados <sup>2</sup> , Mikkel Boel <sup>1</sup> , Lars Briggs <sup>3</sup> , Per Klit Christensen <sup>3</sup> , Niels Damm <sup>3</sup> , John Frisenvænge <sup>3</sup> , Kåre Fog <sup>3</sup> , Rikke Reisner Hansen <sup>1</sup> , Martin Hesselsøe <sup>5</sup> , Rasmus Mohr Mortensen <sup>1</sup> , Peer Ravn <sup>4</sup> , Sabine Stosiek <sup>2</sup> , Morten Strandberg <sup>1</sup> , Ole Roland Therkildsen <sup>1</sup> , Peter Wiberg-Larsen <sup>1</sup>
Institution(er):	Aarhus Universitet, Institut for Ecoscience <sup>1</sup> , Biola Consult <sup>2</sup> , Amphi Consult <sup>3</sup> , Ravn Nature ApS <sup>4</sup> , NIRAS A/S <sup>5</sup>
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	<a href="http://dce.au.dk">http://dce.au.dk</a>
Udgivelsesår:	2023
Redaktion afsluttet:	4. maj 2023
Faglig kommentering:	Christian Kjær og Ole Roland Therkildsen
Kvalitetssikring, DCE:	Jesper Fredshavn
Sproglig kvalitetssikring:	Else Vihlborg Staalsen
Ekstern kommentering:	Kommentarerne findes her: <a href="https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Videnskabelige_rapporter_500-599/KommentarerSR/SR520_komm.pdf">https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Videnskabelige_rapporter_500-599/KommentarerSR/SR520_komm.pdf</a>
Finansiel støtte:	Miljøstyrelsen
Bedes citeret:	Christian Kjær (Red.), Lars Christian Adrados, Mikkel Boel, Lars Briggs, Per Klit Christensen, Niels Damm, John Frisenvænge, Kåre Fog, Rikke Reisner Hansen, Martin Hesselsøe, Rasmus Mohr Mortensen, Peer Ravn, Sabine Stosiek, Morten Strandberg, Ole Roland Therkildsen, Peter Wiberg-Larsen. 2023. Opdatering af: Håndbog om dyrearter på habitatdirektivets Bilag IV. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 271 s. - Videnskabelig rapport nr. 520
Enkeltafsnit bedes citeret:	Forfatter(e). 2023: Artikeltitel – I: Christian Kjær (Red): Opdatering af: Håndbog om dyrearter på habitatdirektivets Bilag IV. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi - Videnskabelig rapport nr. 520: s. – s. <a href="https://dce.au.dk/udgivelser/vr/501-599">https://dce.au.dk/udgivelser/vr/501-599</a>
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	I 2007 blev der udgivet en rapport med titlen "Håndbog om dyrearter på Habitatdirektivets bilag IV", der opsamlede viden og erfaringer om bilag IV-arter i Danmark til brug i administration og planlægning. Håndbogen beskrev arternes levevis og udbredelse samt registreringsmetoder og håndtering i forvaltningsmæssig sammenhæng. I de 15 år der er gået siden da, er der opbygget ny viden om arterne og gjort erfaringer med virkningen af forvaltningstiltag. Der er derfor behov for at få opdateret og synliggjort den nye viden om arterne og få samlet op på de erfaringer, der er gjort i forbindelse med håndtering af arterne. Det er således ønsket, at nærværende rapport videregiver relevante og opdaterede oplysninger om disse arter.



Emneord: Forvaltningstiltag, levevis og levesteder, udbredelse

Layout og illustrationer: Grafisk værksted

Foto forside: Aiwok - Own work, CC BY-SA 3.0,  
<https://commons.wikimedia.org/w/index.php?curid=11367487>

ISBN: 978-87-7156-730-4  
ISSN (elektronisk): 2244-9981

Sideantal: 271

Internetversion: Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) på  
<https://dce.au.dk/udgivelser/vr/501-599>

# Indhold

1	Introduktion	5
2	Bæver	8
3	Hasselmus	17
4	Birkemus	28
5	Markfirben	37
6	Klokkefrø	53
7	Stor vandsalamander	68
8	Løgfrø	82
9	Løvfrø	103
10	Spidssnudet frø	123
11	Springfrø	139
12	Strandtudse	152
13	Grønbroget tudse eller fløjtetudse	173
14	Snæbel	201
15	Bred vandkalv	212
16	Lys skivevandkalv	218
17	Eremit	224
18	Sortplettet blåfugl	231
19	Grøn mosaikguldsmed	237
20	Stor kærguldsmed	244
21	Grøn kølleguldsmed	250
22	Natlyssværmer	257
23	Tykskallet malermusling	261
	BILAG 1	269

# 1 Introduktion

Habitatdirektivets sigte er at bidrage til sikring af den biologiske mangfoldighed gennem bevarelse af udvalgte arter og naturtyper, som er sjældne, truede eller karakteristiske på europæisk plan. Direktivet forpligter således Danmark til at sikre gunstig bevaringsstatus for de udvalgte arter. En arts bevaringsstatus anses for gunstig, når

- data vedrørende bestandsudviklingen af den pågældende art viser, at arten på lang sigt vil opretholde sig selv som en levedygtig bestanddel af dens naturlige levesteder,
- artens naturlige udbredelsesområde hverken er i tilbagegang, eller at der er sandsynlighed for, at det inden for en overskuelig fremtid vil blive mindsket,
- der er, og sandsynligvis fortsat vil være, et tilstrækkeligt stort levested til at bevare dens bestande.

Bekendtgørelsen nr. 2091 af 12/11/2021: "Bekendtgørelse om udpegning og administration af internationale naturbeskyttelsesområder samt beskyttelse af visse arter" fastsætter, hvordan myndigheder skal sikre, at forbuddet mod at beskadige eller ødelægge yngle- og rasteområder for dyrearter overholdes. Dette indebærer, at en myndighed ikke kan give tilladelse, dispensation, godkendelse mv. af et projekt, hvis det ansøgte kan beskadige eller ødelægge yngle- eller rasteområder i det naturlige udbredelsesområde for de dyrearter, der er på bilag IV.

I 2007 blev der udgivet en rapport med titlen "Håndbog om dyrearter på Habitatdirektivets bilag IV". Rapporten opsamlede viden og erfaringer om bilag IV-arter i Danmark, og blev udarbejdet til brug i administration og planlægning. Håndbogen beskrev arternes levevis og udbredelse samt registreringsmetoder og håndtering i forvaltningsmæssig sammenhæng. I de 15 år der er gået siden da, er der opbygget ny viden om arterne og gjort erfaringer med virkningen af forvaltningstiltag. Desuden er der kommet nye arter til listen. Der er derfor behov for at få opdateret og synliggjort den ny viden om arterne, og få samlet op på de erfaringer der er gjort i forbindelse med håndtering af arterne.

Det er således ønsket, at nærværende rapport videregiver relevante og opdaterede oplysninger om de udvalgte bilag IV-arter, som kan understøtte de relevante myndigheder i at gennemføre den nødvendige vurdering og anvise erfaringer med forvaltningstiltag/afværgeforanstaltninger.



Det er kun en delmængde af de danske arter på Habitatdirektivets bilag IV, der præsenteres i nærværende rapport. Det er dog intentionen, at de resterende arter indarbejdes hurtigst muligt. De arter, der er inkluderet i denne rapport, er således:

<b>Pattedyr</b>	Bæver Hasselmus Birkemus
<b>Krybdyr</b>	Markfirben
<b>Padder</b>	Klokkefrø Stor vandsalamander Løgfrø Løvfrø Spidssnudet frø Springfrø Strandtudse Grønbroget tudse
<b>Fisk</b>	Snæbel
<b>Leddyr</b>	Bred vandkalv Lys skivevandkalv Eremit Sortplettet blåfugl Grøn mosaikguldsmed Stor kærguldsmed Grøn kølleguldsmed Natlyssværmer
<b>Bløddyr</b>	Tykskallet malermusling

Det enkelte artskapitel er bygget op efter den samme skabelon, men der kan godt være forskelle i den specifikke artsbeskrivelser på grund af forskelle i arternes biologi og omfanget af eksisterende viden. Kapitlernes opbygning er som følger:

#### **Status**

Et kort sammendrag af de vigtigste hovedpunkter i kapitlet.

#### **Levevis og levesteder**

Artens økologi, livscyklus og resursebehov i alle stadier, både i form af føde, redested, overvintring, interaktion med andre arter (dyr, planter, svampe) og tidshorizont for en hel livscyklus (en eller flerårig og hvilket stadie) præsenteres. Afsnittet beskriver således, hvorledes arten lever både i sine raste- og yngleområder, samt under evt. vandring fordelt over året. Beskrivelsen vil om muligt inkludere artens krav til fordeling, kvantitet og kvalitet af ressourcer. Hvis arten har en grænse for, hvor langt de ressourcer, der kræves i forskellige livstadier, maksimalt må være fra hinanden, angives det her. Hvis muligt og i det omfang, det er beskrevet i litteraturen, gives et bud på kvantitets- og kvalitetsbehovet for ressourcerne.

### **Udbredelse**

Dette afsnit præsenterer artens forekomst i Danmark i perioden fra 2004-2021 i 10 x 10 km<sup>2</sup> kvadrater baseret på NOVANA-overvågningen. Der er ikke samme overvågningsindsats mellem arterne og de bliver derfor ikke indsamlet med den samme frekvens. Vi valgte derfor en relativ lang periode for at få tilstrækkeligt med observationer til at få et dækkende billede af arterne mulige udbredelse. Det betyder, at der kan forekomme enkeltbestande, der ikke har været observeret for en længere periode, men alligevel indgår i præsentationen. Ud over arternes observerede forekomst gennemgår dette afsnit også arternes mobilitetsmønstre, herunder typiske spredningsafstande i forskellige perioder af livscyklus og tilhørende aktiviteter.

### **Registreringsmetodikker**

Her gennemgås registrerings- og overvågningsmetodikker egnet til med udgangspunkt i den enkelte arts tidligere og nuværende fundsteder, at registrere artens udbredelse. Metoderne skal ligeledes kunne detektere om arten har spredt sig til nye egnede yngle- og rasteområder.

### **Trusler mod arten**

Afsnittet beskriver de forhold, der kan true artens levested og livsvilkår. Her medtages også, i det omfang de er kendte, trusler fra konkrete aktiviteter, planer og projekter, der kan medføre ændringer i artens levested, herunder tab af levesteder og individer. Det specifikke vidensniveau om trusler er meget variabelt mellem de gennemgåede arter.

### **Generelle og specifikke forvaltningstiltag**

Her beskrives de tiltag som er dokumenteret at kunne forbedre artens overlevelsesmuligheder. Disse omfatter konkrete og dokumenterede erfaringer, i ind- og udland, og metoder til at forbedre, afværge eller kompensere for tab af levesteder eller individer. Hvis der ikke findes dokumentation for, at sådanne tiltag virker, vil det fremgå.

### **Andre forhold relevante for forvaltningstiltag**

Det kan forekomme, at tiltag, der gavner nogle bilag IV arter, vil være til skade for andre bilag IV arter. Afsnittet tjener til at sikre, at tiltag sker på en måde, så der er mulighed for at tilpasse tiltaget til flere arter, og at der sker bevidste valg.

## 2 Bæver

### *Castor fiber*

Af Rasmus Mohr Mortensen

**Figur 2.1.** Europæisk bæver fouragerende på land (foto: Frank Rosell).



### 2.1 Status

Bæveren lever i vandløb, søer og andre typer af ferskvandsområder. I Danmark er bæveren udsat i Nordvestjylland i 1999 og i Nordsjælland i 2009-2011. Særligt den jyske bestand har øget sin udbredelse og har nu spredt sig til flere lokaliteter, og den nuværende forekomst er sandsynligvis bare begrænset af artens naturlige spredningsevne. Bæveren er en vedholdende gnaver, selv når mennesker forstyrrer dens leveområde, og tiltag, der kan mindske overlappet mellem bæveren og menneskelige aktiviteter vil sandsynligvis kunne reducere de konflikter, der måtte opstå.

### 2.2 Levevis

Bæveren er en semi-akvatisk, socialt monogam, nataktiv gnaver, der lever i forskellige typer af ferskvandsområder (Steyaert et al., 2015; Mortensen et al., 2021). Den bygger og bor i et eller flere bæverbo, som både kan være de velkendte konstruktioner af pinde, mudder og vegetation langs vandkanten, men også kan udgøres af mere diskrete jordhuler gravet ind i brinken (Wilson, 1971; Rosell and Campbell-Palmer, 2022).

Bæveren bliver i naturen gerne mere end 10 år gammel og lever i familiegupper bestående af et dominant reproducerende par (han og hun), årsunger og ældre unger fra tidligere år, der endnu ikke er udvandret til deres egne territorier (Campbell et al., 2005; Mayer et al., 2017c). På de nordlige breddegrader får en bæverfamilie typisk op til 5 unger, som fødes omkring maj (Campbell et al., 2005; Parker et al., 2017; Mortensen and Rosell, 2020). Ungerne opfostres i bæverboet i de første par måneder, men ses sædvanligvis fra juli, hvor de begynder at fouragere på egen hånd (Campbell et al., 2005). Inden da sørger familiemedlemmer for kviste og blade fra løvtræer til dem, hvilket de voksne individer også overvejende spiser (Zurowski et al., 1974; Campbell et al., 2005). Umiddelbart foretrækker bæveren arter af pil og asp, men akvatisk



vegetation er også en vigtig fødekilde (Nolet and Rosell, 1994; Haarberg and Rosell, 2006; Parker et al., 2007; Milligan and Humphries, 2010; Bergman and Bump, 2018; Mortensen et al., 2021). Når der er få skove tilgængelige i dens leveområder, kan bæveren også fouragere på eksempelvis kornmarker (Lodberg-Holm et al., 2022). Bæveren er kendetegnet ved at fouragere og opholde sig tæt ved sit bæverbo og bevæger sig typisk ikke længere end 50 meter ind på land (Fryxell and Doucet, 1991; Basey and Jenkins, 1995; Haarberg and Rosell, 2006; Steyaert et al., 2015).

En stor del af dens tid og energi bruges på territorialt forsvar. Bæveren kommunikerer og viser omverdenen, at et område er beboet, gennem duftmarkeringer nær territoriegrænserne (Rosell and Nolet, 1997; Rosell et al., 1998), men dominans kan også kommunikeres mere aktivt med udefrakommende individer via haleplask og kamp (Thomsen et al., 2007). Antallet af duftmarkeringer toppe i foråret, når unge individer, omkring 2-3 år, forlader deres familiegruppe for at etablere sit eget territorie (Rosell et al., 1998; Mayer et al., 2017a; Mayer et al., 2017d). Det territoriale forsvar bliver hovedsageligt varetaget af de dominante individer i en familiegruppe (Hohwieler et al., 2018), og særligt ofte af hannerne (Rosell and Thomsen, 2006) og af individer med større territorier (Graf et al., 2016b; Mortensen et al., 2021), men familiemedlemmer af alle aldre, køn, og social status (ung eller reproducerende) deltager i forsvaret af territoriet (Rosell et al., 2000).

Bæveren bruger både terrestriske og akvatiske habitater. Selvom dens semi-akvatiske livsstil til en vis grad gør den mindre tilpasset til det akvatiske miljø, er bæveren stærkt forbundet til vand, som den bruger specifikt til at transportere sig rundt i landskabet og som sikkerhed fra potentielle rovdyr (Basey and Jenkins, 1995; Gable et al., 2016; Graf et al., 2016b; Bartra Cabré et al., 2020; Mortensen et al., 2021). Derfor holder den sig altid nær vandkanten, uanset om den fouragerer, samler byggematerialer eller laver duftmarkeringer (Fryxell and Doucet, 1993; Rosell and Nolet, 1997; Steyaert et al., 2015; Graf et al., 2016b). Hvis der ikke er nok vand tilgængeligt i et område, bygger den gerne dæmninger for at hæve vandstanden (Hartman og Törnlov 2006). Bæverens naturlige forvaltning af økosystemet faciliterer en heterogenitet, der skaber levesteder for en række organismer og herved en forøget biodiversitet (Rosell et al., 2005; Jones et al., 2009; Law et al., 2014a; Law et al., 2014b; Hood and Larson, 2015; Orazi et al., 2022).

Bæveren er hovedsageligt nataktiv, og aktivitetsniveauet toppe midt på natten (Graf et al., 2016a; Mortensen et al., 2021), og den ændrer også sine aktivitetsmønstre i forhold til lys- og vejrforhold (Bartra Cabré et al., 2020). Typisk er bæveren mest aktiv fra marts til november, hvorimod den sidst på efteråret øger fedtlagringen og typisk samler et fødedepot udenfor bæverboet til vinteren, hvor den er mindre aktiv (Busher et al., 2020). Samlet set har kønnene sammenlignelige aktiviteter, men hanner allokerer mere tid til patruljering af territoriet (Sharpe and Rosell, 2003). Aktiviteter varierer også med alder, da ældre bævere går mere på land og opholder sig nærmere territoriegrænserne (Graf et al., 2016b; Mortensen et al., 2021). Aktiviteter forbundet med forsvar af territoriet bliver prioriteret af individer med større territorier, som til gengæld drager fordel af at have flere ressourcer tilgængelig nær vandkanten (Graf et al., 2016b; Mortensen et al., 2021). Unge individer foretager flere ture udenfor deres hjemlige territorie i søgen efter potentielle territorier (Mayer et al., 2017d), men fouragerer også i højere grad på akvatisk vegetation for at reducere risikoen for angreb fra terrestriske rovdyr, som fx ulv og undslippe menneskelige aktiviteter (Svendsen, 1980; Gable et al., 2021; Mortensen et al., 2021).

I takt med, at bæveren øger sin udbredelse i Danmark og i højere grad etablerer sig nær bylandskaber, øges også antallet af potentielle konflikter mellem mennesker og bæveren.

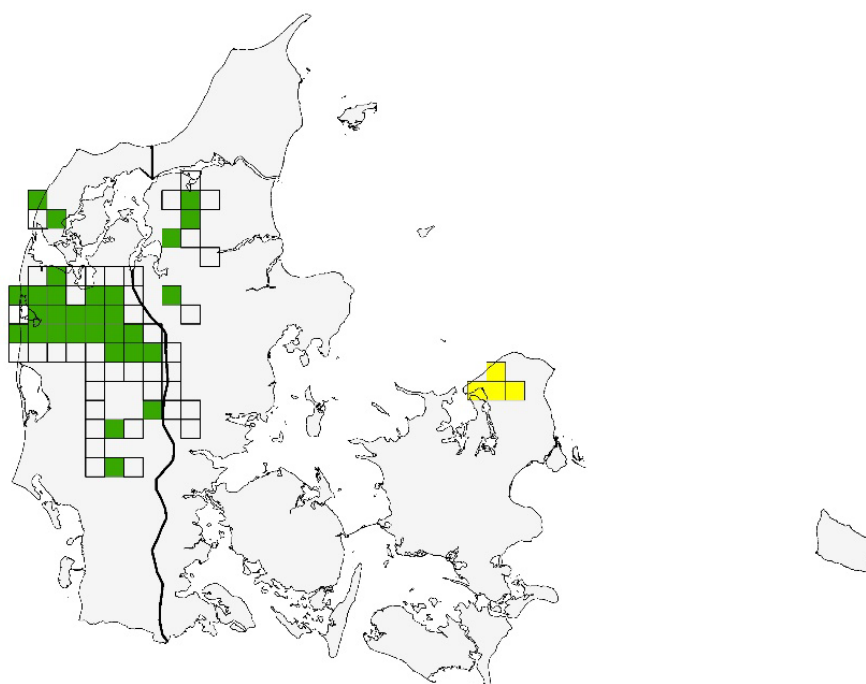
### Levested gennem hele livscyklus for alle livsstadier

Bæveren lever i forskellige typer af ferskvandshabitater (Steyaert et al., 2015; Mortensen et al., 2021). Her bygger og bor den i et eller flere bæverbo, som både kan være de velkendte konstruktioner af pinde, mudder og vegetation langs vandkanten, men også kan udgøres af mere diskrete jordhuler gravet ind i brinken (Wilsson, 1971; Rosell and Campbell-Palmer, 2022). Bæveren er stærkt forbundet til vand, som den bruger specifikt til at transportere sig rundt i landskabet og som sikkerhed fra potentielle rovdyr (Basey and Jenkins, 1995; Gable et al., 2016; Graf et al., 2016b; Bartra Cabré et al., 2020; Mortensen et al., 2021). Hvis der ikke er nok vand tilgængeligt i et område, bygger den gerne dæmninger for at hæve vandstanden (Hartman og Törnlov 2006). Bæveren fouragerer hovedsageligt på trævegetation, men udnytter også akvatisk vegetation og alternative fødeemner, som fx kornmarker, hvis trævegetationen er sparsom indenfor leveområdet (Nolet et al., 1994; Mortensen et al., 2021; Lodberg-Holm et al., 2022).

### 2.3 Udbredelse

Bæveren har en begrænset sammenhængende udbredelse i Nordvestjylland med spredte forekomster i Midt- og Sydjylland (Figur 2.2). Arten har spredt sig naturligt ind i den kontinentale region i Jylland. Dens udbredelse er stigende og bestanden vurderes at øges med 7-10 % årligt (Sunde og Elmeros 2020). Det vurderes, at der er egnede levesteder for bæver i hele Jylland, og artens nuværende spredning er formentlig bestemt af dens naturlige spredningshastighed. Desuden er der udsat bævere i Nordsjælland i 2009-2011 (Nitschke m.fl. 2015), som på nuværende tidspunkt ikke vurderes at have øget deres udbredelse i samme grad, som den jyske bestand.

**Figur 2.2.** Forekomst og udbredelse af bæver i Jylland i kvadrater på 10x10 km<sup>2</sup> ved den nationale overvågning i 2020-2021. Grøn firkant angiver kvadrat med fund af arten, og åben firkant angiver undersøgt kvadrat uden fund. Grænsen mellem den atlantiske og den kontinentale biogeografiske region er vist på kortet med en sort streg. Gule kvadrater angiver områderne, hvor bæver blev udsat i Nordsjælland i 2009-2011.



**Tabel 2.1.** Udviklingen forekomst og udbredelse af bæver i de seneste to overvågningsperioder. Tallet i parentes angiver det antal lokaliteter/UTM-kvadrater som blev besøgt.

Overvågningsperiode	UTM-kvadrater	Lokaliteter
2016-2017	20	52
2020-2021	30 (80)	77 (180)

### Spredningsevne

Ældre bævere, der allerede er etableret i deres eget territorie, forventes at blive i det samme område, mens unge bævere kan sprede sig over store afstande i deres søgen efter et attraktivt muligt territorie (Rosell and Campbell-Palmer, 2022). På grund af bæverens stærke tilknytning til vand, sker spredningen typisk langs vandløb og andre ferskvandområder (Halley et al., 2013), men bæveren er også i stand til at krydse betydelige afstande gennem brak- og saltvandsområder samt over landjorden i dens søgen efter gode leveområder (Rosell and Campbell-Palmer, 2022). Hvis der ellers er egnede områder tilgængeligt, spreder bæveren sig typisk ikke længere end 5-10 km fra deres første territorie, men der er også eksempler på op til 85 km, hvilket virkelig indikerer bæverens store spredningsevne. I Danmark ser vi også, at bæveren efter 20 år efterhånden har spredt sig til en stor del af Jylland med en fortsat stigende udbredelse.

## 2.4 Registrerings- og overvågningsmetodikker

Udviklingen i bæverbestanden kan følges ved at registrere aktive bæverterritorier. Aktive territorier vurderes som udgangspunkt ud fra forekomsten af bæverbo, hvor der er registreret aktivitet ved selve boet. Sådanne registreringer kan være visuelle observationer af individer eller lyd efter haleplask, friskgnavede grene og/eller friskfældet plantemateriale på og omkring boet.

Bæverbo er ikke altid lette at registrere, da indgangen til boet er dækket af vand, hvorfor fx jordhuler gravet ind i brinken let kan overses. Derfor kan det være nødvendigt også at registrere yderligere spor efter bæveraktivitet, som fx forekomst af dæmninger og opstemmet vand, friskfældede træer og spor efter friske bævergnav, forekomst af ædepladser, føddepoter, og spor efter bæver på steder, hvor bæveren går op og ned i vandet. På baggrund af alle observationer, kan man vurdere om det er sandsynligt, at området aktivt bebos af bævere. Særligt sidst på efteråret, hvor bæveren typisk indsamler et føddepot i vandet udenfor sit bæverbo, er det tydeligt at registrere og observere hvorvidt et område indeholder aktive bæverterritorier (Busher et al., 2020). Antallet af territorier i et område med bæveraktivitet kan være vanskeligt at estimere, da bæveren benytter flere bæverbo indenfor territoriet, men duftmarkeringer nær vandkanten kan indikere territoriegrænser (Rosell and Nolet, 1997; Rosell et al, 1998).

Opsætning af vildtkameraer og indrapporteringer fra offentligheden, fx i forhold til påkørsler af individer, kan også give et billede af bæverens udbredelse, som dog også er forbundet med en vis usikkerhed på grund af bæverens strejfer-adfærd (Rosell and Campbell-Palmer, 2022).

## 2.5 Trusler mod arten

Bæveren er formentlig sårbar overfor forstyrrelser indenfor og nær dens territorie, og særligt menneskelige aktiviteter vil sandsynligvis begrænse dens aktiviteter betydeligt. I takt med at bæveren spreder sig til områder nær byer og



menneskelige aktiviteter, vil der formentlig også opstå flere potentielle konflikter og fx løse hunde og trafik kan være en fare for individer (Rosell and Campbell-Palmer, 2022). Forstyrrelser og farer for individer i reproduktionsperioden, særligt når årets unger passes i bæverboet, kan have stor betydning for familiedynamikken i et område (Mayer et al., 2017b).

Udover egentlige trusler mod individer, er bæveren forholdsvis modstandsdygtig overfor forandringer og forstyrrelser i dens leveområde (Mortensen and Rosell, 2020). Der findes flere eksempler på, at bæveren bliver i et område, selv når mennesket fjerner bæverdæmninger og lignende konstruktioner i forsøget på at skræmme den bort fra et område (Vorel and Korbelová, 2016; Rosell and Campbell-Palmer, 2022).

## **2.6 Generelle og specifikke forvaltningstiltag**

Bæverens tilstedeværelse i landskabet er ofte ganske diskret, om end dens økologiske betydning kan være markant. Når bæveren bebor områder nær menneskelige aktiviteter, er der øgede muligheder for konflikter. Derfor har de fleste forvaltningstiltag fokus på håndteringen og begrænsning af bæverens aktiviteter i et område, fx ved hegning for at beskytte træer eller rørlægning af dæmninger for at sikre vandgennemstrømning (Rosell and Campbell-Palmer, 2022). Se desuden forvaltningsplanen for bæver (Miljø- og Fødevareministeriet, 2020)

### **Leveområder og forstyrrelser**

For at sikre bæverens levesteder, kan man forsøge at mindske overlappet mellem bæverens leveområde og menneskelige interesseområde. Erfaringer viser, at bæveren i nogen grad vil være negativt påvirket af menneskelige forstyrrelser (Swinnen et al., 2017; Mortensen and Rosell, 2020), men norske studier viser også, at bæveren efter noget tid kan tilpasse sig til menneskelige forstyrrelser (Mortensen and Rosell, 2020). Forstyrrelser bør dog reduceres i foråret og tidlig sommer, hvor bæveren føder og passer unger i bæverboet.

For at reducere eventuelle konflikter, kan man fx give plads til bæveren og undgå menneskelige aktiviteter nær vandkantzonen indenfor bæverens leveområde (Campbell-Palmer et al., 2016). Dette er selvsagt sværere indenfor tætbebyggede områder, hvor der er mindre fleksibilitet i forhold til arealudnyttelsen (Swinnen et al., 2017). Træer og mindre skov- og plantageområder, hvor man ikke ønsker bæveren, kan beskyttes med indhegning. Det vil typisk ikke påvirke bæveren, hvis der er rigeligt med alternative fourageringsområder i området (Rosell and Campbell-Palmer, 2022).

### **Fjerne eller flytte individer**

At fjerne bæveren fra et område for at undgå konflikter, fx ved at flytte den til et andet leveområde, er ikke en holdbar løsning, da nye bævere hurtigt vil etablere sig i området (Mayer et al., 2017a; Mayer et al., 2017d; Mortensen and Rosell, 2020; Rosell and Campbell-Palmer, 2022). Desuden er de danske erfaringer med introduktion af bævere til et nyt område ikke entydige. Efter genudsættelsen i Nordvestjylland er bestanden øget og har spredt sig til flere områder i store dele af Jylland, hvorimod den nordsjællandske bestand formodentlig ikke har spredt sig eller øget særligt i antal siden introduktionen i 2009-2011 (Sunde og Elmeros, 2020).

## Dæmninger

Fjernelse af dæmninger vil heller ikke være en langsigtet løsning, da det ikke nødvendigvis vil gøre et leveområde mindre attraktivt, og dæmninger vil typisk blive reetableret kort tid efter (Rosell and Campbell-Palmer, 2022), særligt hvis der er få alternative leveområder tilgængelige. Da dæmningerne tjener et praktisk formål for bæveren, vil også rørlagte dæmninger, hvor rør føres igennem dæmningen for at sikre vandgennemstrømning, typisk forsøges tilstoppet af bæveren og således kræve løbende vedligeholdelse.

## 2.7 Andre forhold relevante for forvaltningstiltag

Bæverdæmninger kan være en hindring for fiskebestande (inklusive vandrefisk). Flere internationale undersøgelser viser dog, at bæverdæmninger ikke nødvendigvis påvirker fiskene negativt, da de ikke i samme grad som menneskeskabte dæmninger forhindrer passage i vandløbet (Ecke et al. 2017). Dette skyldes sandsynligvis bæverdæmningernes mere forbigående karakter i et område, da de løbende beskadiges og må vedligeholdes af bæveren. Flere fiskearter har evolutionært udviklet sig sammen med bæveren, hvorfor de kan være tilpassede til bæverens naturlige forhindringer i vandløbet. Men fiskebestande, der i forvejen er reducerede og sårbare, kan være ekstra udfordret af bæverens tilstedeværelse i et vandløb.

## 2.8 Referencer

Bartra Cabré, L., Mayer, M., Steyaert, S., and Rosell, F., 2020. Beaver (*Castor fiber*) activity and spatial movement in response to light and weather conditions. *Mammalian Biology* 100, 1-11.

Basey, J.M. and Jenkins, S.H., 1995. Influences of predation risk and energy maximization on food selection by beavers (*Castor canadensis*). *Canadian Journal of Zoology* 73, 2197-2208.

Bergman, B.G. and Bump, J.K., 2018. Revisiting the role of aquatic plants in beaver habitat selection. *The American Midland Naturalist* 179, 222-246.

Busher, P.E. and Mayer, M., Ulevičius, A., Samus, A., Hartman, G., Rosell, F., 2020. Food caching behavior of the Eurasian beaver in northern Europe. *Wildlife Biology* 2020.

Campbell-Palmer, R., Gow, D., Schwab, G., Halley, D., Gurnell, J., Girling, S., Lisle, S., Campbell, R., Dickinson, and H., Jones, S., 2016. *The Eurasian beaver handbook: ecology and management of Castor fiber*. Pelagic Publishing Ltd.

Campbell, R.D., Rosell, F., Nolet, B.A., and Dijkstra, V.A.A., 2005. Territory and group sizes in Eurasian beavers (*Castor fiber*): echoes of settlement and reproduction? *Behavioral Ecology and Sociobiology* 58, 597-607.

Ecke, F., Levanoni, O., Audet, J., Carlson, P., Eklöf, K., Hartman, G., McKie, B., Ledesma, J., Segersten, J., Truchy, A., and Futter, M., 2017. Meta-analysis of environmental effects of beaver in relation to artificial dams. *Environmental Research Letters* 12, 113002.

Fryxell, J.M. and Doucet, C.M., 1991. Provisioning Time and Central-Place Foraging in Beavers. *Canadian Journal of Zoology* 69, 1308-1313.

- Fryxell, J.M. and Doucet, C.M., 1993. Diet choice and the functional response of beavers. *Ecology* 74, 1297-1306.
- Gable, T.D., Homkes, A.T., Johnson-Bice, S.M., Windels, S.K., and Bump, J.K., 2021. Wolves choose ambushing locations to counter and capitalize on the sensory abilities of their prey. *Behavioral Ecology* 21, 339-348.
- Gable, T.D., Windels, S.K., Bruggink, J.G., and Homkes, A.T., 2016. Where and How Wolves (*Canis lupus*) Kill Beavers (*Castor canadensis*). *PLoS One* 11, e0165537.
- Graf, P.M., Hochreiter, J., Hacklander, K., Wilson, R.P., and Rosell, F., 2016a. Short-term effects of tagging on activity and movement patterns of Eurasian beavers (*Castor fiber*). *European Journal of Wildlife Research* 62, 725-736.
- Graf, P.M., Mayer, M., Zedrosser, A., Hacklander, K., and Rosell, F., 2016b. Territory size and age explain movement patterns in the Eurasian beaver. *Mammalian Biology* 81, 587-594.
- Haarberg, O. and Rosell, F., 2006. Selective foraging on woody plant species by the Eurasian beaver (*Castor fiber*) in Telemark, Norway. *Journal of Zoology* 270, 201-208.
- Halley, D., Teurlings, I., Welsh, H., and Taylor, C., 2013. Distribution and patterns of spread of recolonising Eurasian beavers (*Castor fiber* Linnaeus 1758) in fragmented habitat, Agdenes peninsula, Norway. *Fauna norvegica* 32, 1-12.
- Hartman, G., and Törnlov, S., 2006. Influence of watercourse depth and width on dam-building behaviour by Eurasian beaver (*Castor fiber*). *Journal of Zoology*, 268(2), 127-131.
- Hohwieler, K., Rosell, F., and Mayer, M., 2018. Scent-marking behavior by subordinate Eurasian beavers. *Ethology* 124, 591-599.
- Hood, G.A. and Larson, D.G., 2015. Ecological engineering and aquatic connectivity: a new perspective from beaver-modified wetlands. *Freshwater Biology* 60, 198-208.
- Jones, K., Gilvear, D., Willby, N., and Gaywood, M., 2009. Willow (*Salix* spp.) and aspen (*Populus tremula*) regrowth after felling by the Eurasian beaver (*Castor fiber*): implications for riparian woodland conservation in Scotland. *Aquatic Conservation* 19, 75-87.
- Law, A., Bunnefeld, N., and Willby, N., 2014a. Beavers and lilies: selective herbivory and adaptive foraging behaviour. *Freshwater Biology* 59, 224-232.
- Law, A., Jones, K.C., and Willby, N.J., 2014b. Medium vs. short-term effects of herbivory by Eurasian beaver on aquatic vegetation. *Aquatic Botany* 116, 27-34.
- Lodberg-Holm, H.K., Garvik, E.S., Fountain, M.S., Reinhardt, S., and Rosell, F., 2022. Crop circles revealed spatio-temporal patterns of beaver foraging on cereal fields. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 337, 108066.



- Mayer, M., Künzel, F., Zedrosser, A., and Rosell, F., 2017a. The 7-year itch: non-adaptive mate change in the Eurasian beaver. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 71.
- Mayer, M., Robstad, C., Serra, E.P., Hohwieler, K., Fuchs, B., Evans, A.L., Arnemo, J.M., Zedrosser, A., and Rosell, F., 2017b. Exposure of the Eurasian beaver (*Castor fiber*) towards hunters during the spring hunt. University of South-Eastern Norway.
- Mayer, M., Zedrosser, A., and Rosell, F., 2017c. Couch potatoes do better: Delayed dispersal and territory size affect the duration of territory occupancy in a monogamous mammal. *Ecology and Evolution* 7, 4347-4356.
- Mayer, M., Zedrosser, A., and Rosell, F., 2017d. Extra-territorial movements differ between territory holders and subordinates in a large, monogamous rodent. *Scientific Reports* 7, 15261.
- Miljø- og Fødevareministeriet, 2020. Forvaltningsplan for bæver. Miljø- og Fødevareministeriet, Departementet. 34 s.
- Milligan, H.E. and Humphries, M.M., 2010. The importance of aquatic vegetation in beaver diets and the seasonal and habitat specificity of aquatic-terrestrial ecosystem linkages in a subarctic environment. *Oikos* 119, 1877-1886.
- Mortensen, R.M., Reinhardt, S., Hjørnevåg, M.E., Wilson, R.P., and Rosell, F., 2021. Aquatic habitat use in a semi-aquatic mammal: the Eurasian beaver. *Animal Biotelemetry* 9, 1-19.
- Mortensen, R.M. and Rosell, F., 2020. Long-term capture and handling effects on body condition, reproduction and survival in a semi-aquatic mammal. *Scientific Reports* 10, 1-16.
- Nolet, B.A., Hoekstra, A., and Ottenheim, M.M., 1994. Selective foraging on woody species by the beaver *Castor fiber*, and its impact on a riparian willow forest. *Biological Conservation* 70, 117-128.
- Nolet, B.A. and Rosell, F., 1994. Territoriality and Time Budgets in Beavers during Sequential Settlement. *Canadian Journal of Zoology* 72, 1227-1237.
- Orazi, V., Hagge, J., Gossner, M.M., Müller, J., and Heurich, M.D., 2022. A biodiversity boost from the Eurasian beaver (*Castor fiber*) in Germany's oldest national park. *Frontiers in Ecology and Evolution* 10, 873307
- Parker, H., Zedrosser, A., and Rosell, F., 2017. Age-specific reproduction in relation to body size and condition in female Eurasian beavers. *Journal of Zoology* 302, 236-243.
- Parker, J.D., Caudill, C.C., and Hay, M.E., 2007. Beaver herbivory on aquatic plants. *Oecologia* 151, 616-625.
- Rosell, F., Bergan, P., and Parker, H., 1998. Scent-marking in the Eurasian beaver (*Castor fiber*) as a means of territory defense. *Journal of Chemical Ecology* 24, 207-219.

- Rosell, F., Bozser, O., Collen, P., and Parker, H., 2005. Ecological impact of beavers *Castor fiber* and *Castor canadensis* and their ability to modify ecosystems. *Mammal Review* 35, 248-276.
- Rosell, F. and Campbell-Palmer, R., 2022. *Beavers: Ecology, Behaviour, Conservation, and Management*. Oxford University Press.
- Rosell, F., Johansen, G., and Parker, H., 2000. Eurasian beavers (*Castor fiber*) behavioral response to simulated territorial intruders. *Canadian Journal of Zoology* 78, 931-935.
- Rosell, F. and Nolet, B.A., 1997. Factors affecting scent-marking behavior in Eurasian beaver (*Castor fiber*). *Journal of Chemical Ecology* 23, 673-689.
- Rosell, F. and Thomsen, L.R., 2006. Sexual dimorphism in territorial scent marking by adult Eurasian beavers (*Castor fiber*). *Journal of Chemical Ecology* 32, 1301-1315.
- Sharpe, F. and Rosell, F., 2003. Time budgets and sex differences in the Eurasian beaver. *Animal Behaviour* 66, 1059-1067.
- Steyaert, S.M.J.G., Zedrosser, A., and Rosell, F., 2015. Socio-ecological features other than sex affect habitat selection in the socially obligate monogamous Eurasian beaver. *Oecologia* 179, 1023-1032.
- Sunde, P. and Elmeros, M. 2020. Vurdering af den aktuelle størrelse af bæverbestandene i Jylland og Nordsjælland samt en prognose for bestandsudviklingen i begge områder frem til 2030. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 6 s. - Notat nr. 2020 | 6
- Svendsen, G.E., 1980. Seasonal change in feeding patterns of beaver in southeastern Ohio. *The Journal of Wildlife Management* 44, 285-290.
- Swinnen, K.R., Strubbe, D., Matthysen, E., and Leirs, H., 2017. Reintroduced Eurasian beavers (*Castor fiber*): colonization and range expansion across human-dominated landscapes. *Biodiversity and Conservation* 26, 1863-1876.
- Thomsen, L.R., Campbell, R.D., and Rosell, F., 2007. Tool-use in a display behaviour by Eurasian beavers (*Castor fiber*). *Animal Cognition* 10, 477-482.
- Vorel, A. and Korbelová, J., 2016. *Handbook for Coexisting with beavers*. Czech University of Life Sciences Prague, Prague, 1-137.
- Wilsson, L., 1971. Observations and experiments on the ethology of the European beaver (*Castor fiber* L.): A study in the development of phylogenetically adapted behaviour in a highly specialized mammal. In.
- Zurowski, W., Kiszka, J., Kruk, A., and Roskosz, A., 1974. Lactation and Chemical Composition of Milk of European Beaver (*Castor Fiber* L). *Journal of Mammalogy* 55, 847-850.

## 3 Hasselmus

*Muscardinus avellanarius*

Af Rasmus Mohr Mortensen

**Figur 3.1.** Hasselmusen genkendes på sin gyldne pels og lange pelsede hale (foto: Frank Vassen, Wikimedia Commons).



### 3.1 Status

Hasselmus kendes især fra løv- og blandingsskove med høj strukturel variation og artsrigdom, samt brede, varierede læhegn og krat i det åbne land. Arten er senest observeret i Midt-, Syd-, og Vestsjælland, samt det sydlige Fyn, men udbredelsen er faldende og arten er ikke observeret i Jylland og på Langeland i de seneste overvågningsperioder, hvor den ellers tidligere er observeret. Hasselmusen er truet af bl.a. intensiv skovdrift og -græsning, som medfører fragmentering og tab af vigtige habitater og habitatkvalitet.

### 3.2 Levevis

Hasselmusen er en lille, nataktiv gnaver hvis levesteder typisk er knyttet til lagdelte og forskelligartede løvskove. Dette kan være i mindre skove, skovbryn og -lysninger, men også levende hegn og krat i det mere åbne land kan udgøre vigtige yngle- og rasteområder eller spredningskorridorer for hasselmusen i et mere åbent skovlandskab (Dietz et al., 2018; Dondina et al., 2018). Hasselmusen lever i skovhabitater med stor variation i plantearter, træer og buske i forskellige aldersklasser, og nok indfaldslys til at sikre en rig, mangfoldig underskov (Bright and Morris, 1996; Mortensen et al., 2022). Disse skovhabitater er vigtige for hasselmusens i forhold til at sikre gode muligheder for både yngle-, raste- og fourageringsområder, som alle typisk ligger i nær afstand til hinanden, samt sikre spredningskorridorer når den bevæger sig i landskabet.

Hasselmusen vågner fra sin vinterdvale omkring april-maj, og går i dvale igen i sidste del af oktober. Den indsamler ikke et forråd, som andre gnavere, men er afhængig af en konstant tilgængelighed af føderessourcer i form af blomster, frugter, svampe og invertebrater (Bright and Morris, 1996; Juškaitis and

Baltrūnaitė, 2013; Büchner et al., 2018; Goodwin et al., 2020; Mortensen et al., 2022). Foretrukne vegetationstyper varierer betydeligt mellem lokaliteter og sæson, hvilket indikerer at hasselmusen er tilpasningsdygtig i dens valg af fødeemner. Den kan prioritere fødeemner fra forskellige trofiske niveauer i løbet af den aktive periode alt efter hasselmusens energibehov og hvornår de forskellige fødeemner er tilgængelige (Juškaitis, 2007; Juškaitis and Baltrūnaitė, 2013; Chanin et al., 2015; Goodwin et al., 2020; Mortensen et al., 2022). Danske studier har vist, at særligt bøg, brombær, hyld, hassel, røn og pil bliver prioriteret og måske sikrer godt overlap i føderessourcer gennem den aktive sæson (Mortensen et al., 2022).

Ligeledes er en velstruktureret tæt vegetation, og især underskov, med god forbindelse via grene mellem træer og buske vigtige for at sikre bevægelsesmuligheder i sikkerhed fra rovdyr. Hasselmusen synes generelt at undgå at krydse åbent terræn (Bright, 1998; Juškaitis et al., 2013), men andre studier viser, at hasselmusen også kan acceptere mere åbne habitater, hvor længere krydsninger i åbent terræn kan forekomme (Büchner, 2008; Mortelliti et al., 2013; Mortensen et al., 2022). Det indikerer, at især tab af vigtige levesteder og kvaliteten af disse er mere betydende for hasselmusen end fragmentering af dens levesteder er (Mortelliti et al., 2011; Goodwin et al., 2018). Hasselmusens brug af det åbne terræn varierer dog mellem individer og sæson. Særligt når hasselmusen må maksimere energiindtaget på grund af reproduktion, vækst eller vinterdvaleforberedelse, kan individer være mere risikovillige (Juškaitis et al., 2013; Pretzlaff et al., 2014; Mortensen et al., 2022).

Hasselmusens sommerreder placeres typisk godt beskyttet i tæt vegetation. Når dette ikke er til rådighed, kan hulheder i træer og opsatte redekasser (Figur 3.2) bruges til sommerreder i eksempelvis mere åbne levesteder (Wolton, 2009; Mortensen et al., 2022). Sommerrederne er meget karakteristiske og består typisk af løvblade, der omhyggeligt er flettet sammen med et indre lag af græs og mos og lignende plantemateriale (Juškaitis, 2014a). Hasselmusen har typisk flere reder i sit leveområde. Udenfor ynglesæsonen kan rederne deles af flere individer, da udbredelsen af levesteder typisk overlapper, men indenfor ynglesæsonen deles reder sjældent, og særligt ikke mellem individer af samme køn (Morris et al., 1990; Juškaitis, 2014a; Juškaitis et al., 2020).

Hasselmus-bestande har generelt en lav reproduktionsrate og populationstæthed, typisk 1-2 individer per ha. Det enkelte individ kan leve 3-5 år i naturen (Bright and Morris, 1996; Juškaitis, 2014a). Ynglesæsonen varer næsten hele den aktive periode, og hasselmusen kan typisk nå 1-2 kuld med 3-5 unger per kuld på en sæson. Første kuld unger fødes typisk i juni-juli og er selvstændige efter ca. 1 måned (Juškaitis, 2014a).

Omkring oktober, forbereder hasselmusen sig på vinterdvale ved at øge sine fedtreserver (Pretzlaff et al., 2014; Juškaitis et al., 2016). Den finder efterfølgende et køligt og gerne fugtigt sted på jorden, hvor det er muligt at anlægge en vinterrede og holde en stabil lav temperatur uden at tørre ud og med lav risiko for at blive forstyrret (Bright and Morris, 1996; Pretzlaff et al., 2021). Vinterrederne er typisk på størrelse med tennisbolde og mere tætvevede og tykkere end sommerrederne (Juškaitis, 2014a).

**Figur 3.2.** Hasselmus med sommerrede i opsat redekasse (foto: Rasmus Mohr Mortensen).



### Levested gennem hele livscyklus for alle livsstadier

Hasselmusens levesteder er typisk knyttet til mindre skove, skovbryn og -lysninger, men også levende hegn og krat i det mere åbne land. Især i dens aktive periode har hasselmusen brug for skovhabitater med stor variation i plantearter, træer og buske i forskellige aldersklasser, og nok indfaldslys til at sikre en tæt og mangfoldig underskov (Bright and Morris, 1996; Mortensen et al., 2022). Disse skovhabitater er vigtige for hasselmusens for at sikre gode muligheder for både yngle-, rast- og fourageringsområder, samt sikre spredningskorridorer (Bright, 1998; Juškaitis et al., 2013; Mortensen et al., 2022).

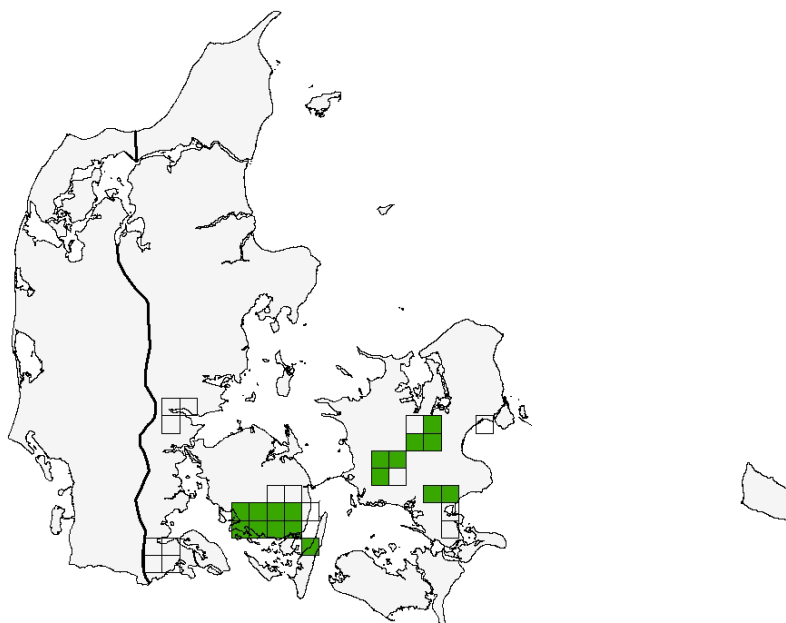
Fra omkring oktober til maj er hasselmusen i vinterdvale. De tæt vævede vinterreder er typisk placeret nær jorden i krat eller buskads, hvor hasselmusen uforstyrret kan holde en stabil lav temperatur gennem vinteren (Juškaitis, 2014a).

### 3.3 Udbredelse

Hasselmusens udbredelse i Danmark har været faldende siden 1980'erne, og den synes nu at være betydeligt reduceret i Jylland, hvor den ikke har været observeret siden 2011 (Therkildsen et al., 2020). I forbindelse med seneste NOVANA-overvågning i 2018/2019, blev hasselmusen observeret i flere skovområder på Sydfyn og i skove i tre områder på Sjælland ved hhv. Sorø-Slagelse, Hvalsø og Rønnede, men ikke på Langeland, hvor den blev observeret i overvågningen i 2012/2013 (Figur 3.3). Udbredelsen synes umiddelbart at være uændret mellem de to seneste NOVANA-overvågninger (Tabel 3.1), men bestanden vurderes at være faldende (Therkildsen et al., 2020). Yderligere undersøgelser må vise, om hasselmusen er helt forsvundet fra de områder, hvor den ikke er observeret i forbindelse med de ekstensive NOVANA-overvågninger.



**Figur 3.3.** Forekomst og udbredelse af hasselmus i kvadrater på 10x10 km<sup>2</sup> ved den nationale overvågning i 2012-2021. Grøn firkant angiver kvadrat med fund af arten, og åben firkant angiver undersøgt kvadrat uden fund. Grænsen mellem den atlantiske og den kontinentale biogeografiske region er vist på kortet med en sort streg.



**Tabel 3.1.** Udviklingen forekomst og udbredelse af hasselmus i de seneste to overvågningsperioder. Tallet i parentes angiver det antal lokaliteter/UTM-kvadrater som blev besøgt.

Overvågningsperiode	UTM-kvadrater	Lokaliteter
2012-2013	15 (31)	39 (203)
2018-2019	15 (30)	60 (139)

### Spredningsevne

Hasselmusen har brug for en velstruktureret tæt vegetation med god forbindelse mellem forskellige træer og buske for at sikre bevægelsesmuligheder i skjul for potentielle rovdyr. Generelt undgår den at krydse åbent terræn (Bright, 1998; Juškaitis et al., 2013). Spredningsevnen kan derfor være ret begrænset i et fragmenteret skovlandskab. Andre studier viser, at hasselmusen også kan tolerere mere åbne landskaber og foretage enkelte kortvarige længere krydsninger (op til ca. 100 m) i åbent terræn (Büchner, 2008; Mortelliti et al., 2013; Mortensen et al., 2022). Særligt når hasselmusen må maksimere sit energiindtag, fx lige efter vinterdvalen, kan individer være mere risikovillige i deres rumlige bevægelser (Juškaitis et al., 2013; Pretzlaff et al., 2014; Mortensen et al., 2022).

I en større geografisk skala, er hasselmus begrænset i deres spredningsmuligheder på grund af voldsomt fragmenterede levesteder og mangel på levende hegn og krat mellem disse (Bani et al., 2017; Dondina et al., 2018). Hasselmusens forekomst i et område er i høj grad bestemt af tilgængeligheden af levesteder i landskabet og kvaliteten af disse. En vis fragmentering af levestederne kan tolereres af hasselmusen, når tilgængeligheden af levesteder i høj kvalitet er stor (Mortelliti et al., 2011; Goodwin et al., 2018; Mortensen et al., 2022).

Om vinteren er hasselmusen i en dyb vinterdvale, hvorfor spredningsevnen må antages at være minimal.

### 3.4 Registrerings- og overvågningsmetodikker

I NOVANA-overvågningen gennemføres en ekstensiv overvågning af hasselmusens forekomst og udbredelse. Overordnet undersøges, hvor mange UTM-kvadrater arten findes i, forsvinder fra eller indvandrer til ved at eftersøge hasselmusens karakteristiske sommerreder, som bygges skjult i vegetationen og/eller i opsatte rederør (Søgaard and Elmeros, 2018). Overvågningen udføres i marts-april, hvor rederør opsættes på relevante lokaliteter og samtidig undersøges området for tilstedeværelsen af hasselmus. Efterfølgende genbesøges lokaliteterne i november, hvor forekomsten af reder i de opsatte rederør og i den omkringliggende vegetation registreres. En detaljeret gennemgang af den ekstensive overvågning kan findes i den tekniske anvisning for overvågning af hasselmus (Søgaard and Elmeros, 2018).

I flere danske skove er der også opsat redekasser i vegetationen for at forbedre yngleforholdene for hasselmus (Figur 3.2) (Vilhelmsen, 2003; Mortensen et al., 2022). Redekasserne tiltrækker ofte hasselmusene på grund af deres lighed med naturlige træhuller (Morris et al., 1990; Bright and Morris, 1991; Juškaitis, 2005), hvilket kan være en mangelvare i yngre skovområder uden naturlige hulheder i træerne (Vilhelmsen, 2003). Redekasserne tjekkes ofte årligt for forekomst af hasselmus og kan derfor også bruges aktivt i registrering og overvågning af hasselmusens udbredelse, som et alternativ til intensive søgninger efter naturlige sommerreder i vegetationen, der kan kræve flere ressourcer. I Storbritannien har man stor erfaring med at inddrage offentligheden i disse overvågninger, både gennem tjek af redekasser og -rør, men også ved at identificere spor efter hasselmus som for eksempel afgnavede nødder eller fodspor (Morris, 2003; Mills et al., 2016). Det kræver dog oplæring, da både sommerreder og nøddegrav let kan forveksles med andre arters tilsvarende aktivitet. Hasselmus kan også lokkes frem til vildtkameraer ved brug af madding (Mills et al., 2016).

Hasselmusen bliver af og til taget af et rovdyr og analyser af eksempelvis uleglyp kan bruges til at få overblik over forekomsten af hasselmus i et område. Det er dog ikke så geografisk præcist som registrering af reder eller afgnavede nødder (Juskaitis, 2004; Juškaitis et al., 2013).

Pejlinger af radiomærkede individer kan give vigtig viden om hasselmusens rumlige biologi og spredning (Mortensen et al., 2022), men er i høj grad begrænset af en arbejdstung, aktiv pejleindsats af observatøren for at registrere hasselmusens bevægelser i landskabet, hvorfor radiopejling ikke egner sig til en mere national overvågning af levesteder.

### 3.5 Trusler mod arten

Som trælevende gnaver med lav reproduktionsrate og lav bestandstæthed (Bright and Morris, 1996; Büchner et al., 2003; Juškaitis, 2014b) er hasselmusen særlig sårbar over for tab af levesteder og fragmentering af levesteder, som følger af intens forvaltning af skovområder (Trout et al., 2012). Dette forstærkes også af den historiske økologiske forenkling af skovlandskaber, hvor naturlig variation og økologisk kontinuitet er en mangelvare (Paillet et al., 2010). I landskaber, hvor skovområder er sparsomme, fragmenterede og intenst forvaltede, kan den rette forvaltning af skoven være essentiel for hasselmusbestanden og dens overlevelse (Mortelliti et al., 2011; Zapponi et al., 2013; Mortelliti et al., 2014; Dondina et al., 2016).

Ændret skovdrift og arealanvendelse har gennem tiden påvirket hasselmusens levesteder betydeligt, og sandsynligvis haft skadelig indflydelse på artens udbredelse og levemuligheder i Danmark. Da arten er trængt tilbage til nogle få, små, isolerede levesteder, kan nye projekter og ændret arealanvendelse medføre en stor skadelig påvirkning af de tilbageværende bestande. Fjernelse, forringelse og forstyrrelse af kendte levesteder for hasselmus bør derfor undgås.

Hasselmusen er særlig sårbar under vinterdvalen, hvor det kan være omkostningsfuldt og i sidste ende fatalt at blive vækket på grund af forstyrrelser (Pretzlaff et al., 2021). På grund af den relativt ringe spredningsevne, kan forstyrrelser i den aktive periode også påvirke hasselmusen negativt (Dondina et al., 2018).

### **3.6 Generelle og specifikke forvaltningstiltag**

Hasselmusens behov for varierede skovhabitater i forskellige succesionstrin illustrerer nogle af udfordringerne i et landskab, der er genstand for intens dyrkning, forvaltning og hyppige habitattændringer. Områderne kan ikke bare stå til. Målrettede forvaltningstiltag er nødvendige for at bevare hasselmusens retrukne habitater og facilitere lokale populationers bevarelse på længere sigt.

Danske studier viser, at i skovlandskaber, som ofte forvaltes intenst med henblik på tømmerproduktion, kan man forbedre forholdene for hasselmusen med særligt målrettede forvaltningstiltag (Mortensen et al., 2022). Forvaltningstiltag, der i det større landskab også tilgodeser dynamiske og yngre skovområder med stor variation i både arter og rummelig struktur, kan øge kvaliteten og bæreevnen af et levested betydeligt (Mortensen et al., 2022). Også udenlandske studier har vist, at målrettede forvaltningstiltag i skovdyrkingen, som sikrer mulige rast- og ynglepladser i landskabet, kan øge overlevelsen og konditionen blandt hasselmuspopulationer betydeligt og derved gøre dem mere modstandsdygtige (Trout et al., 2012; Juškaitis, 2014a; Sozio et al., 2016; Goodwin et al., 2018).

#### **Konstant fødetilgængelighed**

Hasselmusen er afhængig af en konstant tilgængelighed af føderessourcer gennem hele sæsonen i form af blomster, frugter, svampe og invertebrater (Bright and Morris, 1996; Juškaitis and Baltrūnaitė, 2013; Büchner et al., 2018; Goodwin et al., 2020; Mortensen et al., 2022). Derfor bør en skovdyrkningspraksis, der tillader flere forskellige arter af træer og buske prioriteres. Danske studier har vist, at særligt områder med bøg, brombær, hyld, hassel, røn og pil bliver særligt selekteret af hasselmusen (Mortensen et al., 2022).

#### **Skovrydning og forstyrrelser i leveområdet**

Typiske skovdyrkningspraksisser, hvor større skovområder bliver ryddet, kan være ødelæggende og have store konsekvenser for hasselmuspopulationer. Det skyldes, at der sker en fragmentering, isolering og tab af vigtige levesteder af høj kvalitet. Det vil især være gældende i områder, hvor der ikke er andre tilgængelige levesteder i umiddelbar nærhed (Mortelliti et al., 2011; Trout et al., 2012; Zapponi et al., 2013; Mortelliti et al., 2014; Sozio et al., 2016).

Skovdyrkningspraksisser vil i det hele taget ofte forstyrre og forårsage et fald i populationstætheden på kort sigt, men erfaring viser, at de berørte områder typisk rekoloniseres inden for et par år (Trout et al., 2012; Sozio et al., 2016; Goodwin et al., 2018; Juškaitis, 2020). Uddynding, plukhugst, og rydning på mindre områder kan endda være medvirkende til at øge kvaliteten af et potentielt

hasselmuslevested, da man herved får skabt lysåbninger i skovlandskabet med strukturel heterogenitet, samt buske og krat, der er vigtige for hasselmusen (Berg, 1996; Wolton, 2009; Mortelliti et al., 2014; Ramakers et al., 2014; Sozio et al., 2016). Dette bekræftes også i danske studier, hvor hasselmusen særligt selekterer for yngre skovområder med større strukturel heterogenitet og artsdiversitet (Mortensen et al, 2022).

### **Begrænset forstyrrelse af levestedet**

Da rekolonisering af et ryddet eller udtyndet skovområde kan tage nogen tid, år, kan det være en fordel at rydninger og andre forstyrrelser gøres selektivt og systematisk på mindre områder ad gangen, så hasselmusen har mulighed for at flytte til et nærliggende egnet levested. Derfor bør tilstedeværelsen af nærliggende alternative levesteder prioriteres.

Rydninger og andre forstyrrelser i hasselmusens leveområder bør særligt undgås fra november til maj, hvor hasselmusen er i vinterdvale og således have svært ved at flytte sig eller overleve at blive vækket (Pretzlaff et al., 2021). Det må også forventes, at reproducerende individer er særligt sårbare, hvorfor forstyrrelser i den primære reproduktionsperiode fra juli til september bør minimeres.

### **Opsætning af redekasser**

I forstyrrede og forvaltede skovområder, hvor der indledningsvist måske er mindre tæt vegetation tilgængelig for hasselmusen, kan der med fordel opsættes redekasser, der kan fungere som rast- og ynglepladser for hasselmusen i disse mindre optimale habitater (Juškaitis, 2005), hvilket kan være et vigtigt forvaltningstiltag for at sikre lokale hasselmuspopulationer og måske også facilitere indvandring til nyetablerede levesteder.

### **Vigtigheden af spredningskorridorer**

Selvom hasselmusen foretrækker tæt vegetation, kan mindre fragmenteringer, som fx mindre veje og stier eller åbne områder, der bryder et leveområde eller en spredningskorridor, på sin vis tolereres af hasselmusen, da den kan krydse op til 100 m i åbent terræn (Büchner, 2008; Mortelliti et al., 2013; Mortensen et al., 2022). Men hvis muligt, bør sammenhængende kronetag over veje og stier prioriteres for at øge hasselmusens bevægelsesmuligheder, og der er også flere gode erfaringer med anlæggelse af faunapassager og levende læhegn for at forhindre barriereeffekter (Dondina et al., 2016; White and Hughes, 2019). Se desuden Vejdirektoratets vejledning om faunapassager ved trafik anlæg (Nielsen, 2020). I mere åbne områder, hvor en kontinuerlig skovvegetation eller levende læhegn ikke er mulig, bør holme med tæt vegetation og forskellige arter af træer og buske etableres og bevares i landskabet (Dondina et al., 2016; Mortensen et al, 2022).

### **Flytning af individer**

Anlægsarbejde og skovrydninger, der indskrænker hasselmusens leveområder, særligt over længere tid, kan isolere hasselmusen i områder, som er for små eller afsøndrede til, at der kan opretholdes en levedygtig population, hvorfor spredningskorridorer mellem kendte populationer bør prioriteres. I flere tilfælde er hasselmusen på grund af sine begrænsede spredningsevner ikke i stand til at kolonisere et potentielt levested selv om de økologiske betingelser

på levestedet er favorable for den. I sådanne tilfælde kan flytning af individer ind i et givent område være en løsning, hvilket har været benyttet i Storbritannien, om end med varierende succes (Cartledge et al., 2021).

### 3.7 Referencer

Bani, L., Orioli, V., Pisa, G., Fagiani, S., Dondina, O., Fabbri, E., Randi, E., Sozio, G., and Mortelliti, A., 2017. Population genetic structure and sex-biased dispersal of the hazel dormouse (*Muscardinus avellanarius*) in a continuous and in a fragmented landscape in central Italy. *Conservation Genetics* 18, 261-274.

Berg, L., 1996. Small-scale changes in the distribution of the dormouse *Muscardinus avellanarius* (Rodentia, Myoxidae) in relation to vegetation changes. *Mammalia* 60, 211-216.

Bright, P., 1998. Behaviour of specialist species in habitat corridors: arboreal dormice avoid corridor gaps. *Animal behaviour* 56, 1485-1490.

Bright, P. and Morris, P., 1991. Ranging and nesting behaviour of the dormouse, *Muscardinus avellanarius*, in diverse low-growing woodland. *Journal of Zoology* 224, 177-190.

Bright, P. and Morris, P., 1996. Why are dormice rare? A case study in conservation biology. *Mammal Review* 26, 157-187.

Büchner, S., 2008. Dispersal of common dormice *Muscardinus avellanarius* in a habitat mosaic. *Acta Theriologica* 53, 259-262.

Büchner, S., Brässel, N., and Wolz, I., 2018. What to eat if there are no fruits in the forest? The food of *Muscardinus avellanarius* in non-typical habitats (Rodentia: Gliridae). *Lynx, new series* 49, 27-35.

Büchner, S., Stubbe, M., and Striese, D., 2003. Breeding and biological data for the common dormouse (*Muscardinus avellanarius*) in Eastern Saxony (Germany). *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 49, 19-26.

Cartledge, E.L., Baker, M., White, I., Powell, A., Gregory, B., Varley, M., Hurst, J.L., and Stockley, P., 2021. Applying remotely sensed habitat descriptors to assist reintroduction programs: A case study in the hazel dormouse. *Conservation Science and Practice*, e544.

Chanin, P., O'reilly, C., Turner, P., Kerslake, L., Birks, J., and Woods, M., 2015. Insects in the diet of the hazel dormouse (*Muscardinus avellanarius*): a pilot study using DNA barcoding. *Mammal Communications* 1, 1-7.

Dietz, M., Büchner, S., Hillen, J., and Schulz, B., 2018. A small mammal's map: identifying and improving the large-scale and cross-border habitat connectivity for the hazel dormouse *Muscardinus avellanarius* in a fragmented agricultural landscape. *Biodiversity and Conservation* 27, 1891-1904.

Dondina, O., Kataoka, L., Orioli, V., and Bani, L., 2016. How to manage hedgerows as effective ecological corridors for mammals: a two-species approach. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 231, 283-290.

- Dondina, O., Saura, S., Bani, L., and Mateo-Sánchez, M.C., 2018. Enhancing connectivity in agroecosystems: focus on the best existing corridors or on new pathways? *Landscape Ecology* 33, 1741-1756.
- Goodwin, C.E., Hodgson, D.J., Bailey, S., Bennie, J., and McDonald, R.A., 2018. Habitat preferences of hazel dormice *Muscardinus avellanarius* and the effects of tree-felling on their movement. *Forest Ecology and Management* 427, 190-199.
- Goodwin, C.E., Swan, G.J., Hodgson, D.J., Bailey, S., Chanin, P., and McDonald, R.A., 2020. Effects of food availability on the trophic niche of the hazel dormouse *Muscardinus avellanarius*. *Forest Ecology and Management* 470, 118215.
- Juskaitis, R., 2004. Local impact of the Tawny owls (*Strix aluco*) on the common dormice (*Muscardinus avellanarius*) in Lithuania. *Ekologia* 23, 305-309.
- Juškaitis, R., 2005. The influence of high nestbox density on the common dormouse *Muscardinus avellanarius* population. *Acta Theriologica* 50, 43-50.
- Juškaitis, R., 2007. Feeding by the common dormouse (*Muscardinus avellanarius*): a review. *Acta Zoologica Lituanica* 17, 151-159.
- Juškaitis, R., 2014a. The common dormouse *Muscardinus avellanarius*: Ecology, population structure and dynamics. Institute of Ecology of Vilnius University Publishers, Vilnius.
- Juškaitis, R., 2014b. Summer mortality in the hazel dormouse (*Muscardinus avellanarius*) and its effect on population dynamics. *Acta Theriologica* 59, 311-316.
- Juškaitis, R., 2020. Hazel dormice (*Muscardinus avellanarius*) in a regenerating clearing: the effects of clear-felling and regrowth thinning on long-term abundance dynamics. *European Journal of Wildlife Research* 66, 1-8.
- Juškaitis, R., Balčiauskas, L., and Šiožinytė, V., 2013. Nest site selection by the hazel dormouse *Muscardinus avellanarius*: is safety more important than food? *Zoological Studies* 52, 1-9.
- Juškaitis, R. and Baltrūnaitė, L., 2013. Feeding on the edge: the diet of the hazel dormouse *Muscardinus avellanarius* (Linnaeus 1758) on the northern periphery of its distributional range. *Mammalia* 77, 149-155.
- Juškaitis, R., Baltrūnaitė, L., and Kitrytė, N., 2016. Feeding in an unpredictable environment: yearly variations in the diet of the hazel dormouse *Muscardinus avellanarius*. *Mammal research* 61, 367-372.
- Juškaitis, R., Keturka, K., and Balčiauskas, L., 2020. Spatial dynamics of a hazel dormouse (*Muscardinus avellanarius*) population at different densities. *Mammal Research* 65, 49-58.
- Mills, C.A., Godley, B.J., and Hodgson, D.J., 2016. Take only photographs, leave only footprints: novel applications of non-invasive survey methods for rapid detection of small, arboreal animals. *PloS one* 11, e0146142.



- Morris, P., 2003. A review of research on British dormice (Gliridae) and the effect of increasing public and scientific awareness of these animals. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 49, 125-130.
- Morris, P., Bright, P., and Woods, D., 1990. Use of nestboxes by the dormouse *Muscardinus avellanarius*. *Biological Conservation* 51, 1-13.
- Mortelliti, A., Amori, G., Capizzi, D., Cervone, C., Fagiani, S., Pollini, B., and Boitani, L., 2011. Independent effects of habitat loss, habitat fragmentation and structural connectivity on the distribution of two arboreal rodents. *Journal of Applied Ecology* 48, 153-162.
- Mortelliti, A., Santarelli, L., Sozio, G., Fagiani, S., and Boitani, L., 2013. Long distance field crossings by hazel dormice (*Muscardinus avellanarius*) in fragmented landscapes. *Mammalian Biology* 78, 309-312.
- Mortelliti, A., Sozio, G., Driscoll, D.A., Bani, L., Boitani, L., and Lindenmayer, D.B., 2014. Population and individual-scale responses to patch size, isolation and quality in the hazel dormouse. *Ecosphere* 5, 1-21.
- Mortensen, R.M., Fuller, M.F., Dalby, L., Berg, T.B., and Sunde, P., 2022. Hazel dormouse in managed woodland select for young, dense, and species-rich tree stands. *Forest Ecology and Management* 519, 120348.
- Nielsen, J.C., Elmeros, M., and Kristensen, N.K., 2020. Faunapassager – en vejledning, Vejdirektoratet.
- Paillet, Y., Bergès, L., Hjältén, J., Ódor, P., Avon, C., Bernhardt-Römermann, M., Bijlsma, R.J., De Bruyn, L., Fuhr, M., and Grandin, U., 2010. Biodiversity differences between managed and unmanaged forests: Meta-analysis of species richness in Europe. *Conservation Biology* 24, 101-112.
- Pretzlaff, I., Radchuk, V., Turner, J., and Dausmann, K., 2021. Flexibility in thermal physiology and behaviour allows body mass maintenance in hibernating hazel dormice. *Journal of Zoology* 314, 1-11.
- Pretzlaff, I., Rau, D., and Dausmann, K.H., 2014. Energy expenditure increases during the active season in the small, free-living hibernator *Muscardinus avellanarius*. *Mammalian Biology* 79, 208-214.
- Ramakers, J.J., Dorenbosch, M., and Foppen, R.P., 2014. Surviving on the edge: a conservation-oriented habitat analysis and forest edge manipulation for the hazel dormouse in the Netherlands. *European Journal of Wildlife Research* 60, 927-931.
- Søgaard, B. and Elmeros, M., 2018. Overvågning af hasselmus *Muscardinus avellanarius*. Teknisk anvisning til ekstensiv overvågning. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, TA. Nr.: A2, version 3.
- Sozio, G., Iannarilli, F., Melcore, I., Boschetti, M., Fipaldini, D., Luciani, M., Roviani, D., Schiavano, A., and Mortelliti, A., 2016. Forest management affects individual and population parameters of the hazel dormouse *Muscardinus avellanarius*. *Mammalian Biology* 81, 96-103.

Therkildsen, O.R., Wind, P., Elmeros, M., Alnøe, A.B., Bladt, J., Mikkelsen, P., Johansson, L.S., Jørgensen, A.G., Sveegaard, S., and Teilmann, J., 2020. Arter 2012-2017. NOVANA. Videnskabelig rapport nr. 358, Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 208.

Trout, R., Brooks, S., Rudlin, P., and Neil, J., 2012. The effects of restoring a conifer Plantation on an Ancient Woodland Site (PAWS) in the UK on the habitat and local population of the Hazel Dormouse (*Muscardinus avellanarius*). European Journal of Wildlife Research 58, 635-643.

Vilhelmsen, H., 2003. Status of dormice (*Muscardinus avellanarius*) in Denmark. Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae 49, 139-146.

White, I.C. and Hughes, S.A., 2019. Trial of a bridge for reconnecting fragmented arboreal habitat for hazel dormouse *Muscardinus avellanarius* at Bridlesford Nature Reserve, Isle of Wight. UK. Conservation Evidence 16, 6-11.

Wolton, R., 2009. Hazel dormouse *Muscardinus avellanarius* (L.) nest site selection in hedgerows. Mammalia 73, 7-12.

Zapponi, L., Del Bianco, M., Luiselli, L., Catorci, A., and Bologna, M.A., 2013. Assessing environmental requirements effects on forest fragmentation sensitivity in two arboreal rodents. Mammalian Biology 78, 157-163.

## 4 Birkemus

### *Sicista betulina*

Af Rasmus Mohr Mortensen

**Figur 4.1.** Birkemusen kendes på sin sorte rygstribe og lange hale (foto: Oleg Kosterin, Wikimedia Commons).



### 4.1 Status

Birkemusen findes i spredte bestande i det nordvestlige og sydlige Jylland, men det er ikke muligt at estimere bestandsudviklingen ud fra gældende overvågning. Bestanden vurderes dog umiddelbart at være i tilbagegang på grund af fragmentering og opdyrkning af potentielle levesteder. Birkemus forekommer i en stor variation af levesteder. I Danmark er den især fundet i åbent terræn som fugtige enge, afgræssede skrænter, heder og ekstensivt dyrkede marker, men også i blandingsskov. Vigtige levesteder synes at være fugtige arealer med tilstødende tørre arealer til overvintring. Man bør derfor være særlig opmærksom på tilstedeværelsen af birkemus i forbindelse med anlægsarbejde eller dræninger, som kan påvirke disse potentielle birkemushabitater. Især da der mangler egentlige erfaringer med konkrete forvaltningstiltag.

## 4.2 Levevis

Birkemusen er en lille, nataktiv gnaver, der vejer 5-16 g, kropslængden er op til 75 mm (inkl. hoved) og halen er op til halvanden gang længere end kropslængden (Møller m.fl. 2011). Sammen med den karakteristiske lange hale, kendes birkemusen også på sin sorte rygstribe, der går fra pande til hale (Fig. 1). Den øvrige pels er gulbrun. Individuer bliver typisk op til 4 år (Ivanter 2021b).

Birkemusen forekommer i umiddelbart meget forskellige levesteder, fra lavland til bjergområder, og er observeret i bl.a. skov, hede, eng og dyrket mark. I Danmark er den hovedsageligt fundet på kornmarker, enge, strandenge, hede, kær- og moseområder og i fugtige, åbne skovområder (Møller m.fl. 2011). Typiske lokaliteter med birkemus synes at være karakteriseret ved en vis grad af fugtighed og en tæt, mellemhøj urtevegetation, som kan fungere både som skjul og fourageringshabitat for birkemusen (Juskaitis 2000, Weiter m.fl. 2002, Møller m.fl. 2011). Birkemusens fødeemner er varierede og består af letfordøjelige frø, friske skud, bær, insekter og andre smådyr (Ivanter 2021a). Når birkemusen vågner fra sin vinterdvale i det tidlige forår, hvor der kan være mangel på vegetabiliske fødeemner, kan fx insekter være en vigtig kilde til højenergi-ernæring og insekter er påvist at være særligt vigtige for drægtige birkemus (Pucek 1958).

Reproduktionsraten for birkemus er lav sammenlignet med andre mus. Birkemus bliver først kønsmodne i deres andet leveår. Parringsæsonen starter i midten af maj og drægtigheden varer ca. 3 uger, hvorefter et kuld med 3-8 unger fødes i juni-august i underjordiske ynglereder (Møller m.fl. 2011). Ungerne er selvstændige efter 5 uger. Ynglesæsonen er kort og der fødes kun et kuld om året (Ivanter 2021b). Dette er medvirkende til, at birkemus ikke opnår samme populationstæthed og heller ikke, så vidt vides, udviser cykliske svingninger i bestandsstørrelsen som andre mus (Kubik 1952).

I oktober-november går birkemusen i en vinterdvale (Johansen og Krog 1959), der varer indtil april-maj. Under vinterdvalen har den brug for et tørt og frostfrit område, hvor dens underjordiske overvintringsrede kan placeres i ca. 20-40 cm dybde (Jensen og Møller 2006, Møller m.fl. 2011). Kendte danske vinterhabitater er diger, overdrevsskrænter og højtliggende hede- og plantageområder, som er kendetegnet ved ikke at være i omdrift og derfor ikke forstyrret af pløjning eller andet gravearbejde, der kan ødelægge birkemusens underjordiske reder (Møller m.fl. 2011). Danske fund viser, at birkemusen ikke nødvendigvis flytter fra det fugtige sommerhabitat, hvis sommerlevestedet også muliggør tilstrækkeligt veldræned, uforstyrrede overvintringsmuligheder (Jensen og Møller 2006, Møller m.fl. 2011).

Birkemusens aktivitet er størst i foråret, hvor især hannerne er meget aktive på et større område i sin søgen efter hunner, mens aktivitetsniveauet reduceres hen mod oktober, hvor musene begynder vinterdvalen (Kulik 1968, Møller m.fl. 2011). Radiomærkede birkemus' rumlige fordeling (home range) har i Danmark en estimeret gennemsnitlig størrelse på 0,8 ha (Møller m.fl. 2011). Tilsvarende har de få udenlandske radiomærkningsstudier, der er gjort på birkemus, fundet størrelser på 0,4-1,3 ha (Kulik m.fl. 1968, Okulova m.fl. 1980). Det har dog ikke været muligt at konkludere noget om territorier eller aktivitetsforskelle mellem køn og aldersgrupper på baggrund af disse studier (Møller m.fl. 2011).

### Levested gennem hele livscyklus for alle livsstadier

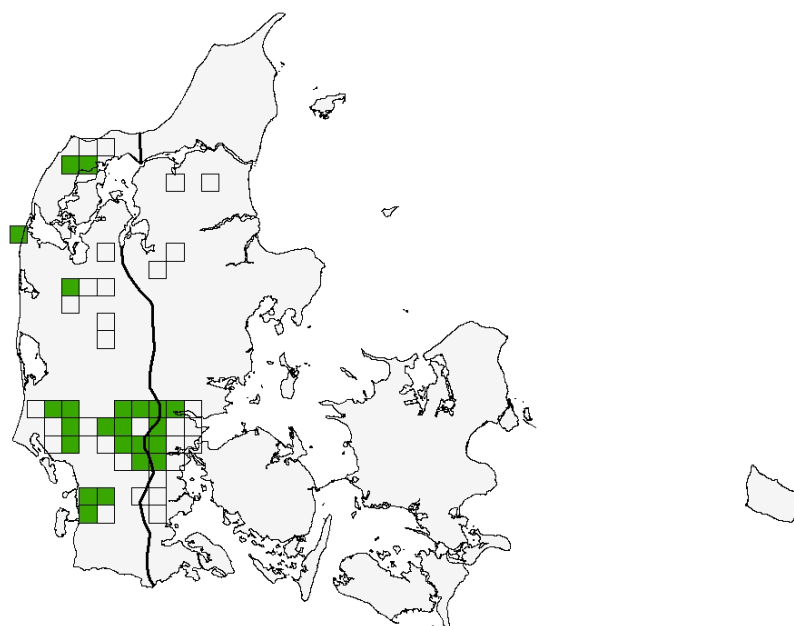
Birkemus findes i mange forskellige habitater, der varierer betydeligt både globalt og lokalt. Radiomærkningsstudier på birkemus i Danmark viser, at de helst færdes i områder med tæt græs- og urtevegetation, da de fleste lokaliteter indenfor deres leveområder i høj grad består af græsmarker, enge og brakmarker, hvilket også kendes fra ældre fund af arten (Møller m.fl. 2011). Også levende hegn virker til at være et vigtigt habitat, særligt på de lokaliteter, hvor meget af det tilgængelige habitat er mindre attraktivt, fx dyrkede marker eller intensivt græssede arealer (Møller m.fl. 2011). Habitaterne indeholder ofte et fugtigt element, samt muligheden for et uforstyrret redested, fx et jorddige eller en skrænt, hvor ploven ikke kan komme til, og yngle- og overvintringsreder derfor kan ligge uforstyrret året rundt (Juskaitis 2000, Weiter m.fl. 2002, Jensen og Møller 2006, Møller m.fl. 2011).

Ådale, som ikke er opdyrkede eller meget intensivt græssede, indeholder ofte gode fourageringsmuligheder samt skrænter til yngle og overvintring, hvorfor flere danske fangster af birkemus også gøres på disse habitater (Møller m.fl. 2011). Øvrige habitater uden fugtighed og/eller med større grad af forstyrrelse kan dog ofte være vigtige for birkemusen (Møller m.fl. 2011).

### 4.3 Udbredelse

I forbindelse med NOVANA-overvågningen er birkemusen fundet i spredte bestande i det nordvestlige og sydlige Jylland (Figur 4.2). Overvågningen bygger på ekstensive undersøgelser af lokaliteter, og det er derfor ikke muligt på baggrund af disse at estimere udbredelse, bestandstørrelse og areal af levesteder for birkemus, samt ændringer af disse (Søgaard m.fl. 2015). Der er derfor heller ikke observeret nogen klar udviklingstendens i de seneste overvågninger (Tabel 4.2) og den egentlige udbredelse er sandsynligvis større end hvad der er observeret (Møller m.fl. 2011). Men da der i samme periode er sket en fragmentering og forringelse af levesteder i form af opdyrkning og tilgroning, antages birkemusbestanden at være i tilbagegang (Møller og Krabbe 2012).

**Figur 4.2.** Forekomst og udbredelse af birkemus i kvadrater på 10x10 km ved den nationale overvågning i 2004-2020. Grøn firkant angiver kvadrat med fund af arten, og åben firkant angiver undersøgt kvadrat uden fund. Grænsen mellem den atlantiske og den kontinentale biogeografiske region er vist på kortet med en sort streg.



**Tabel 4.1.** Udviklingen i forekomst og udbredelse af birkemus i de seneste to overvågningsperioder. Tallet i parentes angiver det antal lokaliteter/UTM-kvadrater som blev besøgt.

Overvågningsperiode	UTM-kvadrater	Lokaliteter
2005-2006	7 (22)	13 (48)
2013-2014	11 (33)	15 (59)

### Spredningsevne

Birkemusens spredningsevne er ikke veldokumenteret i litteraturen. Det skyldes nok især vanskelighederne ved at påvise tilstedeværelsen af birkemus i et område (van der Kooij m.fl. 2016). Birkemusens rumlige adfærd er beskrevet i et dansk studie på 42 radiomærkede individer (Møller m.fl. 2011). Her var den gennemsnitlige home-range størrelse 0,8 ha og lignende home-range størrelser (0,4-1,3 ha) er fundet i udenlandske studier (Kulik m.fl. 1968, Okulova m.fl. 1980). Særligt hanner og ungdyr virker til at have større home-ranges og derfor måske også større spredningsevne, men det er uklart om hunner er lige så omstrejfende (Møller m.fl. 2011).

Formentlig bruger birkemusen særligt ådale, levende hegn, jorddiger, skovbryn og andre udyrkede arealer som spredningskorridorer (Orazi m.fl. 2022). Radiomærkningsstudiet viste også, at birkemusen krydser suboptimale habitater for at komme hen til et egnet habitat. Afstanden var dog aldrig mere end 100 m, og de observerede dyr vendte tilbage til det oprindelige habitat indenfor et døgn (Møller m.fl. 2011). Veje og større stier krydses erfaringsmæssigt sjældent, men der mangler generelt mere viden om birkemusens rumlige adfærd. Birkemusen må antages at være sensitiv overfor disse tilsyneladende suboptimale habitater (fx veje og intensivt dyrkede marker), der kan være en barriere for arten.

Spredningskorridorer mellem eksisterende populationer bør tilstræbes, da beghenheder som fx pløjning og udjævning af skrænter kan have katastrofale konsekvenser for en lokal birkemuspopulation, der har yngle- og overvintningsreder på lokaliteten uden muligheder for at flygte til et nærliggende egnet habitat (Jensen og Møller 2006). Spredning til nye lokaliteter vil i høj grad afhænge af lokalitetens evne til at holde musene tørre, frostfrie og uforstyrrede om vinteren, samt af tilstedeværelsen af rigelige fødeemner. Sidstnævnte er især afgørende når birkemusen vågner fra sin vinterdvale tidligt på foråret.

På trods af birkemusens relativt store rumlige fordeling, er spredningsevnen nok i praksis begrænset af manglen på egnede habitater, samt dens lave formering og populationstæthed (Møller m.fl. 2011, Ivanter 2021b).

### 4.4 Registrerings- og overvågningsmetodikker

Birkemus er svære at fange i normale levendefangstfælder og efterlader heller ingen umiddelbart synlige spor i form af overjordiske reder, ekskrementer eller afgnavede fødeemner (Møller og Krabbe 2012, Meinig m.fl. 2015, van der Kooij m.fl. 2016). Derfor kan det ofte være nødvendigt at kombinere flere forskellige overvågningsmetoder for at påvise tilstedeværelsen af birkemus. Registreringsmetoder omfatter typisk fangst i faldfælder, analyse af uglegylp og indsamlinger fra offentligheden, og især pejlinger af radiomærkede individer kan give et detaljeret billede af birkemusens rumlige adfærd (Møller m.fl. 2011).



Fangstsuccessen i faldfælder afhænger i høj grad af, at fælderne placeres der, hvor birkemusene færdes, da lokkemad tilsyneladende ikke har den store effekt (Møller m.fl. 2011, Møller og Krabbe 2012, van der Kooij m.fl. 2016). Analyser af uleglylp har vist sig at udgøre en god metode til at få overblik over forekomst af birkemus i et område, om end den ikke er så geografisk præcis (Lesinski og Gryz 2008, Balciauskas m.fl. 2011, Møller m.fl. 2011, van der Kooij m.fl. 2016, Gryz og Krauze-Gryz 2019). Knoglerester fra birkemus er blevet fundet i uleglylp fra flere uglearter, heriblandt slørugle, som netop ofte jager i fugtige habitater, hvor birkemusene forekommer (Møller m.fl. 2011). Indsamlinger og informationer fra offentligheden kan også udnyttes, om end fund og registreringer bør bekræftes af eksperter, men bl.a. kattefangster har vist sig at være en nyttig informationskilde (Møller m.fl. 2011, van der Kooij m.fl. 2016). Oftest kræves der dog en aktiv indsats at få indrapporteret fund fra offentligheden.

Pejlinger af radiomærkede individer kan give vigtig viden om birkemusens rumlige biologi og bl.a. lokalisere yngle- og overvintringsreder (Møller m.fl. 2011), men er i høj grad begrænset af tilgængeligheden af birkemus individer og en efterfølgende arbejdstung aktiv pejleindsats for at registrere birkemusens bevægelser i landskabet, hvorfor pejling ikke egner sig til general overvågning af levesteder.

I NOVANA-overvågningen af birkemus benyttes nu i højere grad vildtkameraer, hvilket har vist sig at være en effektiv metode til at dokumentere tilstedeværelse af birkemus i et område (van der Kooij m.fl. 2016, van der Kooij og Møller 2017, van der Kooij og Møller 2018, Schulz og Schulz 2021). Ud fra erfaringerne med vildtkameraer, tyder det på, at birkemusene er en forsigtig art. Det kan forklare, hvorfor den sjældent fanges i konventionelle fangstfælder (van der Kooij m.fl. 2016). I forbindelse med NOVANA-overvågningen registreres forekomsten af birkemus i UTM-kvadrater ud fra forekomsten af birkemus i potentielle levesteder (Møller m.fl. 2011, Møller og Krabbe 2012, Elmeros m.fl. 2020). Alle kvadrater med dokumenterede birkemusfund siden 2004 samt nabokvadrater overvåges med fem kameraer i fire sammenhængende uger i perioden 10. maj til 1. juli eller 1. august til 15. september. Overvågningsperioden er længere end 4 uger, da der skal være fleksibilitet til at tilpasse overvågningen efter vejrliget. Af samme grund har man valgt to mulige overvågningsperioder, da vejret kan påvirke sandsynligheden for at registrere birkemus. En nærmere detaljeret gennemgang af den ekstensive overvågning kan findes i den tekniske anvisning for overvågning af birkemus (Elmeros m.fl. 2020).

#### **4.5 Trusler mod arten**

På grund af birkemusens fragmenterede udbredelse og lave bestandstæthed, er lokal uddøen sandsynlig, da områder formentlig vanskeligt rekoloniseres igen. Det er derfor særligt vigtigt at være opmærksom på potentielle trusler (Møller m.fl. 2011, Møller og Krabbe 2012).

##### **Forstyrrelse af levesteder**

Forstyrrelse og ødelæggelse af levesteder, hvad enten det skyldes mennesker eller klimahændelser, er formentlig den væsentligste trussel mod birkemusene. Her er især yngle- og overvintringsreder særligt udsatte, da individer ikke i samme grad har mulighed for at flytte til et nyt område under hhv. reproduktionsperioden og vinterdvalen (Johansen og Krog 1959, Jensen og Møller 2006, Møller m.fl. 2011). Forstyrrelser i leveområdet, hvor fx jorddiger fjernes, skrænter udjævnes, og der pløjes og dyrkes hen til kanten af åer og moser eller der

sker jævnlige oversvømmelser, kan således præge populationen i længere tid og i ekstreme tilfælde udrydde den lokalt, hvis der ikke er andre egnede levesteder i umiddelbar nærhed (Weiter m.fl. 2002, Jensen og Møller 2006, Møller m.fl. 2011, Møller og Krabbe 2012).

### **Isolering og mangel på levesteder**

Manglende omkringliggende eller fragmenterede levesteder vil sandsynligvis også have stor betydning for birkemusens fremtidige forekomst på nuværende lokaliteter. Klimamodelleringer forudsiger således en stor risiko for mangel på leveområder for birkemusen i fremtidens Danmark (Weiter m.fl. 2002, Fløjgaard m.fl. 2009, Møller og Krabbe 2012).

## **4.6 Generelle og specifikke forvaltningstiltag**

Birkemusen er utroligt understuderet, dels på grund af vanskelighederne ved at monitere individer og bestande i et område (Møller m.fl. 2011, van der Kooij m.fl. 2016). Der foreligger således heller ingen konkrete eller veldokumenterede erfaringer og metoder til at forbedre, afværge eller kompensere for tab af levesteder eller individer. I 2012 blev der udarbejdet en forvaltningsplan for birkemusen (Møller og Krabbe 2012).

### **Bevaring af kendte og potentielle levesteder**

Kendte levesteder bør prioriteres, fx ved at forhindre tilgroning, dræning og grøftegravning, samt orientering af lodsejere. Indenfor birkemusens kendte udbredelsesområde er der sandsynligvis flere ikke-registrerede lokaliteter. Alle potentielle levesteder indenfor det kendte udbredelsesområde, bør derfor undersøges nærmere for forekomst af birkemus for at undgå tab af levesteder og individer (Møller og Krabbe 2012). Især lokaliteter med tæt græs- og urtelag, og som indeholder fugtige arealer med tilstødende tørre arealer til yngle- og overvintring bør prioriteres i landskabsforvaltningen, men mere tilsyneladende suboptimale lokaliteter kan også være vigtige levesteder for birkemusen (Juskaitis 2000, Weiter m.fl. 2002, Møller m.fl. 2011).

### **Spredningskorridorer og etablering af levesteder**

Selv om birkemusen tilsyneladende er i stand til at bevæge sig en del rundt i landskabet og også til en vis grad kan krydse veje og suboptimale habitater (Kulik m.fl. 1968, Okulova m.fl. 1980, Møller m.fl. 2011), er dens spredningspotentiale fortsat relativt ukendt. Det vides således ikke, om fx anlæg af "erstatningslevesteder" kan kompensere for eventuelle anlægsarbejder eller lignende forstyrrelser i birkemusens leveområde, og i så fald, hvilken afstand til det oprindelige levested, det nye område må etableres for at sikre overflytning af individer. Det er heller ikke dokumenteret om etablering af spredningskorridorer kan facilitere spredning mellem leveområder.

Opsplitning og indskrænkning af kendte leveområder bør undgås, da populationer risikerer at blive for små eller afsondrede til, at der kan opretholdes en levedygtig population.

### Forstyrrelser i fourageringsområder

Forstyrrelser i et område, fx ved omlægning af græsmarker, er ikke nødvendigvis et problem for birkemusen, hvis der er alternative fourageringsområder til stede i området i den givne periode, hvor der fx ikke er nogen bevoksning på græsmarken. I Thy, hvor et dansk radiomærkningsstudie på birkemus fandt sted og flere birkemus er blevet registreret (Møller m.fl. 2011), skete omlægningen ved, at hver halvdel af marken blev omlagt hvert andet år, hvorved der hele tiden var et fourageringsareal tilgængeligt for birkemusen i området. Det har sandsynligvis haft en stor betydning for bestanden i området, da de radiomærkede mus udelukkende fouragerede på den pågældende mark, hvilket indikerer vigtigheden af gode fourageringsmuligheder for birkemusen og om muligt et potentielt forvaltningstiltag (Møller m.fl. 2011).

### Forstyrrelser og ødelæggelse af yngle- og overvintringsreder

Birkemusen forventes at være særlig følsom overfor forstyrrelser og ødelæggelser af både fugtige arealer med fourageringsmuligheder og dens yngle- og overvintringsreder (Jensen og Møller 2006, Møller m.fl. 2011). Birkemusen er afhængig af et tørt og frostfrit sted, hvor den kan have sin overvintringsrede, som i mange tilfælde også bruges i sommerens yngleperiode og sandsynligvis fra år til år (Jensen og Møller 2006). Fælles for disse reder er, at de skal være uforstyrrede under yngle- og overvintringsperioden (Jensen og Møller 2006, Møller m.fl. 2011).

Især under vinterdvalen må det forventes, at forstyrrelser nær overvintringsreden kan være fatal for birkemusen, da det tager tid at vågne op og den sandsynligvis ikke vil have energi til at bygge en ny rede (Johansen og Krog 1959, Møller 2007). Tidligere har det været forslået, at uundgåelige anlægsarbejder begrænses til at foregå i perioden 15. maj til 15. juni inden de fleste unger bliver født, eller i perioden 1. september til 1. oktober, hvor ungerne er blevet selvstændige og birkemusene endnu ikke har startet vinterdvalen (Møller 2007, Møller 2020). Men de egentlige afværgeeffekter af sådanne begrænsninger er ikke dokumenteret.

## 4.7 Referencer

Balčiauskas, L., Balčiauskiene, L., og Alejunas, P. (2011) Northern birch mouse (*Sicista betulina*) in Lithuania, findings in the diet of tawny owl (*Strix aluco*). *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 57(3), 277-289.

Elmeros, M., Møller, J.D., Søgaard, B. og Therkildsen, O.R. (2020) Overvågning af birkemus *Sicista betulina*. Teknisk anvisning til ekstensiv overvågning. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, TA. nr: A03, version 2.1.

Fløjgaard, C., Morueta-Holme, N., Skov, F., Madsen, A.B. og Svenning, J.C. (2009) Potential 21st century changes to the mammal fauna of Denmark – implications of climate change, land-use, and invasive species. *IOP Conference Series: Earth and Environment Science* 8, 012016.

Gryz, J. og Krauze-Gryz, D. (2019) Changes in the tawny owl *Strix aluco* diet along an urbanisation gradient. *Biologica*, 74, 279-285.

- Ivanter, E.V. (2021a) To the population ecology of the birch mouse (*Sicista betulina* pall.) at the northern limit of the range. Report I. Abundance, biotic disposal, daily activity, nutrition. Principy èkologii, 1, 18-29.
- Ivanter, E.V. (2021b) To the population ecology of the birch mouse (*Sicista betulina* pall.) at the northern limit of the range. Report II. Reproduction, ecological structure of the population, population dynamics. Principy èkologii, 3, 25-41.
- Kubik, J. (1952) Biologische und morphologische Untersuchungen über die Birkenmaus im Naturschutzpark von Bialowieza. Annales Universitatis Mariae Curie, 7, 1-63.
- Kulik, I.L., Tupikova, N.V., Nikitina, N.A., Karaseva, E.V. og Suvorova, L.G. (1968) Contribution to the ecology of *Sicista betulina* Pall. Trudy Zool.Muz.Mosk.qos.Univ. (Moskva), 10, 146-159.
- Lesinski, G. og Gryz, J. (2008) Localities of three rare mammal species in central and northeastern Poland. Fragmenta Faunistica, 51(1), 63-69.
- Jensen, T.S. og Møller, J.D. (2006) Fund af vintersovende birkemus *Sicista betulina*. Flora og Fauna, 112, 11-12.
- Johansen, K. og Krog, J. (1959) Diurnal body temperature variations and hibernation in the birchmouse, *Sicista betulina*. American Journal of Physiology, 196(6), 1200-1204.
- Meinig, H., Schulz, B. og Kraft, R. (2015). The Northern Birch mouse (*Sicista betulina*) brings mammalogists to the limits: How to deal with responsibilities and commitments arising under EU law for species that are not detectable? Natur und Landschaft, 90. 214-223.
- Møller, J.D. (2007) Birkemus *Sicista betulina*. 83-89 i Søgaard, B. og Asferg, T. (red.). Håndbog om dyrearter på habitatdirektivets bilag IV - til brug i administration og planlægning. Danmarks Miljøundersøgelser, Århus Universitet.
- Møller, J.D., Asbirk, S., Baagøe, H.J., Håkansson, B. og Jensen, T.S. (2011) Projekt Birkemus. Naturhistorisk Museum Århus.
- Møller, J.D. og Krabbe, E. (2012) Beskyttelse og forvaltning af birkemusen, *Sicista betulina*, og dens levesteder i Danmark. Naturstyrelsen, Miljøministeriet.
- Møller, J.D. (2020) Minirapport: Vurdering af forekomst og påvirkning af birkemus i Hylledalen, Kolding. Julie Dahl Møller Consult, 1-12.
- Okulova, N.M., Borsenkova, S.A. og Malinen, N. (1980) To the biology of the birch mouse *Sicista betulina* Pall. Fauna and Ecology of the Rodents, 14, 177-200.
- Orazi, V., Hagge, J., Gossner, M.M., Müller, J. og Heurich, M. (2022) A Biodiversity Boost from the Eurasian Beaver (*Castor fiber*) in Germany's Oldest National Park. Frontiers in Ecology and Evolution 10, 873307.
- Juskaitis, R. (2000) New data on the birch mouse (*Sicista betulina*) in Lithuania. Folia Theriologica Estonica, 5, 51-56.

Pucek, Z. (1958) Untersuchungen über Nestentwicklung und Thermoregulation bei einem Wurf von *Sicista betulina* Pallas. Acta Theriologica, 11, 11-54.

Søgaard, B., Wind, P., Bladt, J.S., Mikkelsen, P., Wiberg-Larsen, P., Galatius, A. og Teilmann, J. (2015) Arter 2014. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 74 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 168.

van der Kooij, J., Bina, P., Møller, J.D., Grahn, J., Sattarvandi, A., Abrahamsson, Å., Schulz, B. og Schulz, J. (2016) Buskmus – nya inverteringsmetoder. Fauna och Flora, 111(2), 32-39.

Van der Kooij, J. og Møller, J.D. (2017) Bjørkemus *Sicista betulina* i Bergslagen, Sverige: videreutvikling av påvisingsmetoder. Naturformidling van der Kooij. 79 s.

Van der Kooij, J. og Møller, J.D. (2018) Bjørkemus *Sicista betulina* i Frostviken, Sverige: videreutvikling av påvisingsmetoder. Naturformidling van der Kooij. 95 s.

Weiter, L., Herman, M., Sedlacek, F. og Zemek, F. (2002) Potential occurrence of the birch mouse (*Sicista betulina*) in the Bohemian Forest (Sumava): a geographical information system approach. Folia Zoologica 51, 133-144.

## 5 Markfirben

### *Lacerta agilis*

af Peer Ravn, Lars Christian Adrados og Martin Hesselsøe

**Figur 5.1.** Markfirben, han, Kulsbjerg, Sjælland (foto: Henrik Bringsøe).



### 5.1 Status

Markfirben er vidt udbredt i Danmark og findes langs hele den jyske vest- og nordkyst ned til Mols og ellers spredt forekommende i Jylland. På Fyn er arten udbredt på den vestlige og sydlige del af øen, mens den på Sjælland er udbredt langs syd-, vest- og nordkysten, med spredte indlandsforekomster. På Bornholm, Samsø, Møn og Anholt er den vidt udbredt, mens den mangler på Lolland, Falster, Læsø og en række mindre øer. Markfirben findes spredt i landskabet på åbne, varme, solrige lokaliteter som jernbane- og vejskråninger, sten- og jorddiger, klitter (særlig hvid klit) heder, overdrev, grusgrave, strandenge, strande, kystskrænter og sandede bakkeområder. Oplysninger tyder på at ca. 30 % af markfirben-forekomsterne er forsvundet i perioden ca. 1945-1980, og at tilbagegangen er fortsat siden. Det er ikke muligt at give et estimat over bestandsstørrelsen i Danmark. Bestande af markfirben kan understøttes med plejetiltag som etablering af grusede æglægningspladser, slåning af vej- og jernbaneskråninger, etablering af stendynger og kvasbunker, udplantning af tornede buske og ekstensiv afgræsning. Markfirben kan kolonisere nye yngleområder i en afstand af 100 til 200 m omkring et eksisterende yngleområde.

### 5.2 Levevis

Markfirben kan i Danmark være aktive fra februar til november, men normalt er aktivitetsperioden fra april til medio oktober. Aktivitetsperioden ser ud til at blive forlænget pga. global opvarmning. Generelt kommer de kønsmodne hanner frem fra vinterdvale 2-3 uger før de kønsmodne hunner, da de har behov for at sætte gang i modningen af sædceller op til ynglesæsonen. Små 1. års juvenile kommer formentligt tidligt frem, fordi de har opbrugt deres fedtreserver i løbet af vinterdvale og er nødsaget til at finde føde. De kønsmodne hanner går typisk i vinterdvale i august-september, ofte 3-4 uger før de

kønsmodne hunner, som formentligt har travlt med at opbygge fedtreserver til æganlæg og overvintring.

Nyklækkede unger og individer som har tabt halen sent på sæsonen, er ofte de sidste markfirben, der går i vinterdvale, formentligt fordi de har travlt med at få nok kropsfedt opmagasineret til at kunne overleve den lange vinterdvale.

I dvaleperioden klarer markfirben sig fint igennem meget kolde vintre, hvilket er helt naturligt set i forhold til artens kontinentale udbredelse, og kan endda tåle at blive nedkølet til under frostgrænsen. Markfirbenet benytter forskellige former for huller i jorden på veldrænede steder, typisk i forbindelse med soleksponerede skråninger. Hullerne kan fx være musehuller, eller det kan være huller, som markfirbenet selv har gravet, eller hulrum under sten og fx træerødder. Typisk lukker markfirbenet hullet til sit overvintringshul med græsser eller blade. I dette hulrum, som ligger 0,3-0,5 m under jordoverfladen, tilbringer markfirbenet 6-7 måneder i sammenrullet tilstand. I forbindelse med overvintringen mister markfirbenet ca. 10% af sin vægt.

Aktivitetsperiode for markfirben starter når de kommer frem fra overvintringskvarterene typisk i april, men under optimale vejræssige forhold kan man være heldig at finde de første dyr fremme allerede ultimo februar. Det er typisk kønsmodne, voksne hanner som kommer først frem efter dvale, da de har behov for at sætte gang i modningen af sædceller op til ynglesæsonen. I de første 2-3 uger opholder disse hanner sig ved overvintringskvarteret, typisk en soleksponeret, sydvendt skrånning eller stensamling, med buskadser som yder skjul og læ. I denne periode skifter hannerne ham, så de får de flotte grønne flanker, samtidig med at spermierne modnes til parringssæsonen. I slutningen af marts og i løbet af april kommer de kønsmodne hunner og de juvenile frem, samtidig med, at der begynder at være et større fødeudbud af insekter og andre smådyr.

Markfirben vandrer typisk langs soleksponerede ledelinjer i landskabet med sparsomt vegetationsdække som fx langs veje og jernbaner, levende hegn, stendiger, skovbryn, hvor den ikke møder for mange forhindringer, men samtidig hurtigt kan søge skjul for prædatorer.

Rasteområdet for de voksne markfirben er typisk kraftigt soleksponeret, veldrænet og indeholder skjulesteder som stensætninger og -bunker, buskadser og urtetykninger.

På levesteder af ringe kvalitet for arten flytter dyrene sig en del. På så danne steder hænder det, at dyrene vandrer 2 til 4 km per år. Den mulige bestandstæthed på gode levesteder er ofte omkring 10 dyr per 1.000 kvadratmeter. Markfirbens bestandsstørrelser afhænger meget af lokaliteternes egnethed. Typisk angives de nord-vesteuropæiske bestandsstørrelser at være på mellem 30-70 voksne individer pr. ha (Elbing et al. 1996). Dyrene lever i kolonier af meget forskellig størrelse, som sjældent når op over størrelser på 100 dyr per koloni. I Nationalpark Thy er antal kolonier på det bedste levested, hvid klit fundet at være 2,9 pr. ha. (Adrados 2017). På små lokaliteter som fx mindre vejskråninger er der ofte ganske få voksne dyr, måske kun enkelte dyr med enkelte hanner og hunner. På nogle af de helt isolerede, midtvenske lokaliteter har grundige undersøgelser vist, at der kun er 10-20 voksne dyr tilbage (Berglind et al. 2005).



Ynglesæsonen starter med hannernes første hamskifte. På særligt klimatisk begunstigede lokaliteter i Østdanmark kan man allerede i starten af april se voksne hanner, som har foretaget deres første hamskifte; helt grønne og klar til parring. På mere atlantisk prægede lokaliteter i Vest- og Nordjylland kan ynglesæsonen være forskudt med ca. 1 måned til medio maj. I forbindelse med ynglesæsonen fra april til ultimo juni viser hannerne forhøjet aggression og kæmper evt. med andre hanner.

Markfirbenet yngler på en række forskellige typer af biotoper. Kendetegnende for disse yngleområder er, at de indeholder soleksponerede skrånninger med veldrænede, løse jordtyper og sparsom bevoksning, typisk lave urter eller et løst dække af græsser. Disse soleksponerede skrånninger er altafgørende for markfirbenet. Yngle-succesen er betinget af, at æglægningen og udrugningen kan finde sted i varm, løs, veldrænet jord af gruset eller sandet karakter.

I Danmark bliver markfirben generelt kun gravide en gang i løbet af sæsonen, men kan på særligt klimatisk begunstigede østdanske lokaliteter nå at lægge 2 kuld, som også klækker i varme somre (Ravn 2015).

I forbindelse med den 8-20 dage lange drægtighedsperiode bliver hunnerne meget kraftige og nærmest fede at se på. I forbindelse med graviditeten har hunnerne en forholdsvis lille aktionsradius, hvor de soler sig og æder, hvad de kan komme til uden at udsætte sig selv for prædation. Meget ofte udvises der en form for pardannelse, hvor den han, som har parret sig med hunnen, bliver hos hende for at hindre andre hanner i at komme til at parre sig med hunnen og om muligt at sikre sig muligheden for endnu en parring, som hunnen under optimale forhold kan være klar til 10-14 dage efter æglægningen (Elbing et al. 1996).

Når æglægningstidspunktet nærmer sig, afsøger hunnen nærområdet for at finde et optimalt substrat at lægge æg i. Er der ikke velegnede æglægnings-substrater inden for hunnens home range, tvinges hun til at søge længere væk, ofte flere hundrede meter. I forbindelse med dette laver hunnen ofte en række testgravninger 1-2 dage før æglægningen for at finde det optimale æglægningssted. Hunnens alder og størrelse har afgørende indflydelse på kuld størrelsen, som ligger på mellem 4-15 æg. I forbindelse med æglægningen graver hunnen et 4-10 cm dybt hul i soleksponeret, veldrænet jord, oftest af sandet eller gruset type med spredt bevoksning. Bevoksningen er formentlig med til at opretholde et stabilt mikroklima og fugtighed uden at skygge. Her lægges æggene og hullet dækkes til. I løbet af æggens udviklingsperiode optager æggene fugtighed fra jorden og bliver tungere og mere fyldige. Kort før klækningen afgiver æggene en del fugtighed, bliver mere rynkede og får nogle mørke pletter. Æggene har en modningsperiode på mellem 45 og 90 dage, afhængigt af om det er en varm solrig sommer og afhængigt af, hvor optimal æglægningslokaliteten er. I år med kolde eller meget nedbørsrige somre er der en del af de kuld, lagt på suboptimale æglægningssteder, eller som lægges som 2. kuld, som ikke når at klække.

De nyklækkede markfirben er ikke nær så sky og flugtaktive som de voksne og i deres iver for at solbade, findes de ofte let synlige ved eller i lavere vegetation - i hvid klit særligt hjælme og marehalm, i tør hede særligt store gamle lyngplanter og den østlige del af landet håret høgeurt, sandskæg, bidende stenurt. Samtidig findes de nyklækkede ofte i en forholdsvis stor koncentration tæt på der, hvor de blev lagt som æg.

Sidste del af aktivitetssæsonen i sensommeren og det tidlige efterår er kendetegnet ved at markfirbenene har travlt med at fouragere på det store udbud af insekter og andre smådyr i forbindelse med at årsungerne og de nyklækkede unger vokser hurtigt, samtidig med at store som små firben opbygger det nødvendige fedtlag til vinterdvalen og æganlæg til det kommende forår i de kønsmodne hunner. Hunner og sent udklækkede unger samt voksne og juvenile, der har tabt halen, eller dele af halen, bliver fremme længst ud på efteråret til midt oktober, mens voksne hanner med intakt hale ofte går i dvale fra slutningen af august, når de har sikret det nødvendige fedtlag.

Normalt bliver markfirben op til 6-7 år gamle i naturen, men i Sverige er der eksempler på, at hunner i naturen er blevet over 15-20 år gamle (Berglind et al. 2005).

Der er en række kerneelementer som kendetegner velegnede markfirbenhabitater:

- Soleksponerede skråninger (for at få et optimalt mikroklima, må overfladestrukturen om muligt gerne være varieret, så der findes læ, og forskellige vinkler for at opfange solens stråler optimalt i løbet af dagen).
- Partier med løs, veldrænet, soleksponeret jord, oftest af sandet eller gruset karakter (soleplads, æglægning, huler til beskyttelse og overvintring).
- Spredte småbuske eller anden lav vegetation (termoregulering, skjulesteder, fødesøgning).
- Stendynger, grene og kvas, lav busk- eller urtevegetation (soleplads, skjul, overvintringssted).
- Løstdækkende, lav busk- eller urtevegetation (levested for artsrigt insektliv, som er markfirbenets fødegrundlag)

### Levested gennem hele livscyklus for alle livsstadier

**Figur 5.2.** Markfirben ynglehabitat i hvid klit, Gammel Lilleør, Jylland (foto L.C. Adrados).

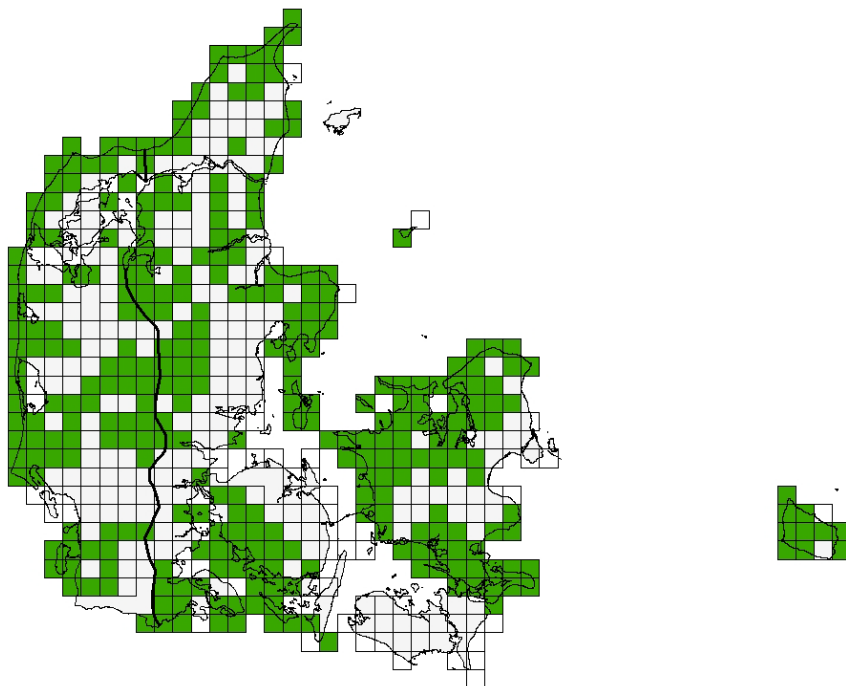


Markfirbens overordnede ynglehabitater og rasteområder er 2120 Hvid klit (vigtigste habitat langs den jyske vestkyst), 2130 \*Grå/grøn klit, 2140 \*Klit-hede, 2180 Skovklit, 2250 Enebærklit, 2310 Visse-indlandsklit, 2320 Revling-indlandsklit, 2330 Græs-indlandsklit, 4030 Tør hede, 5130 Enebærkrat, 6120

Tørt kalksandsoverdrev, 6210 Kalkoverdrev og 6230 Surt overdrev. Derudover benytter arten i høj grad menneskeskabte habitater som vejrabatter, vejskrånninger, jernbaneanlæg, råstofgrave, samt sten- og jorddiger. Men man kan også finde markfirben på braklagte marker, byggegrunde, industriarealer o.l., hvis disse områder indeholder de nødvendige landskabelige kerneelementer og ligger op til andre markfirbenhabitater.

### 5.3 Udbredelse

**Figur 5.3.** Forekomst og udbredelse af markfirben i kvadrater på 10 x 10 km<sup>2</sup> ved den nationale overvågning fra 2004 til og med 2021. Grøn firkant angiver kvadrat med fund af arten, og åben firkant angiver undersøgt kvadrat uden fund. Grænsen mellem den atlantiske og den kontinentale biogeografiske region er vist på kortet med en sort streg. Figuren viser ikke andre fund af arten i perioden, ligesom figuren derfor ikke nødvendigvis viser artens fulde udbredelsesområde.



I NOVANA-overvågningen fra 2004 til og med 2021 er markfirben fundet i 311 kvadrater. Vær opmærksom på, at der i den ekstensive NOVANA overvågning eftersøges solbadende dyr 1 til 2 steder i hvert 10 x 10 km kvadrat. Det betyder at hvis en større del af et kvadrat er egnet for markfirben, er det meget sandsynligt, at den findes flere steder end de undersøgte. Markfirben er stort set udbredt på tværs af Danmark. Der er dog også større områder uden forekomster af markfirben, fx Læsø, Lolland og Falster, en række småøer, dele af det centrale og østlige Sjælland, hele det nordlige og østlige Fyn og dele af det centrale og østlige Jylland. Fund af arten kan findes ved opslag i arter.dk og hvis man har samarbejdsaftale med den private naturbasen.dk.

Det er ikke muligt at komme med et estimat af den samlede danske bestand markfirben, men der findes fx meget individrige bestande omkring Kalundborg, Næstved, Jyderup, i Odsherred og på Mols. Langs den jyske vestkyst findes arten i geografisk meget store sammenhængende områder i den hvide klit.

Markfirbenet er i tilbagegang i Danmark, og specielt indlandsbestandene har været udsat for kraftig tilbagegang. Sporadiske oplysninger tyder på, at over 1/3 af forekomsterne er gået tabt i sidste halvdel af 1900-tallet.

## Spredningsevne

Markfirbenet har en forholdsvis lav spredningsevne på grund af sin stedfaste levevis. Det har desuden betydning for spredningen, at yngle- og rasteområder er tæt forbundet. På velegnede levesteder er dyrene stedfaste i forhold til deres levested. I den aktive periode bevæger de fleste individer sig mindre end 100 m væk fra udgangspunktet, og den højeste konstaterede afstand er ca. 150 m. Derimod kan der være betydelig afstand mellem sommeropholdsstedet og det sted, hvor dyrene ligger i vinterdvalen. Det er ikke i praksis muligt at identificere overvintringsstederne.

Det enkelte markfirben er meget knyttet til et mindre område (home-range) typisk på 100-200 m<sup>2</sup>. Jo mere varieret lokaliteten er strukturelt set, og jo større fødeudvalg der er, jo mindre er markfirbens home range. Således er der fundet home ranges på ned til 25-50 m<sup>2</sup> på særligt velegnede levesteder. Generelt er der et vist overlap af de voksne markfirbens "territorier". De stedfaste markfirben er gode til at finde rundt på lokaliteten, og næsten alle markfirben finder tilbage til deres egen home range, selv om de bliver fanget og sat ud op til 100 m væk. Bliver dyrene derimod udsat længere væk, kan de ikke finde tilbage til deres eget "territorium" (Strijbosch 1988).

## Kolonisering

Markfirben er stedfaste og meget langsom til at kolonisere nye klitarealer, der er blevet egnet til arten efter naturpleje. I Tyskland og England er det kun med få hundrede meter årligt, at nye velegnede levesteder, som ligger i umiddelbar forlængelse af bestående markfirben-levesteder bliver koloniseret (Blanke 2010).

## 5.4 Registrerings- og overvågningsmetodikker

De mest anvendte registreringsmetoder i Danmark er baseret på visuel registrering og beskrevet i den tekniske anvisning (Therkildsen et al. 2019). I det følgende uddybes de metoder der kan anvendes til at undersøge artens forekomst. Undersøgelsesmetoderne bør variere afhængigt af levestedernes type, hvilket fremgår af den følgende gennemgang.

### Visuel registrering og optælling

Markfirben kan grundlæggende kun registreres ved at man i dagtimerne har visuel kontakt med dyrene i løbet af aktivitetsperioden fra april til ultimo september.

Registrering af markfirben er vanskelig og tidskrævende, fordi bestandene ofte er små samtidig med at arten forekommer pletvis inden for større arealer. Registreringen kræver derfor erfaring i forhold til artens behov og præferencer.

For at opnå størst mulig sikkerhed i monitoreringen, anbefales det at der gennemføres mindst 3 eftersøgningsrunder på lokaliteten, fordelt over artens aktivitetssæson, afhængig af om man finder dem eller ej. De tre monitoreringsrunder anbefales fordelt på følgende vis (Ravn 1998):

- Tidligt og sent på sæsonen bør arten eftersøges langs soleksponerede randområder med lav og løstdækkende vegetation op til buskadser, stensætninger og andre skjul.
- Om sommeren og på varme dage kan man eftersøge markfirben ude i det mere åbne, hvor firbenene aktivt søger efter føde.

- I eftersommeren og det tidlige efterår eftersøges de nyklækkede markfirben ved på solrige, syd-eksponerede, sandede til grusede skråninger og skrænter, hvor man ofte finder ungerne ved de soleksponerede æglægningspladser eller i soleksponeret, lav, sparsomt dækkende vegetation.

På arealer, som er mulige levesteder for markfirben, kan påvisning af arten foregå på velegnede dage i perioden fra april september, men detaljerede oplysninger vedrørende bestandsstørrelser og sikring af kerneelementer på levestedet kræver grundige undersøgelser. For at konkludere, at markfirbenet ikke er til stede på et muligt levested for markfirbenet med fordelagtige kernelementer, kræves ligeledes grundige undersøgelser i den nævnte periode.

Fra medio april til medio maj er der stor sandsynlighed for at støde på voksne markfirben, som soler sig efter vinterdvalen. Hvis der ikke ses markfirben under dette besøg, foretages der et besøg i juni, hvor markfirbenet eftersøges dels på solepladser, dels i bevoksningen, hvor de søger efter insekter. Man bør i denne forbindelse være meget opmærksom på "puslen" i bevoksningen. Voksne markfirben larmer faktisk ret meget når de løber igennem tør vegetation og man kan med fordel afmærke stedet for "puslen" og så vende tilbage stille og roligt efter nogle minutter, så vil man ofte kunne konstatere firbenet med sikkerhed. Ses der heller ikke markfirben på andet besøg, eftersøges markfirbenet på et tredje besøg fra medio august til medio september, hvor der på solrige, sparsomt bevoksede levesteder søges efter de nyudklækkede unger. Da der ofte er et underskud af velegnede solepladser i eftersommeren, kan det være fordelagtigt at udlægge grene, og brædder eller simpelthen blotlægge små jordflader. Disse solesteder vil ofte tiltrække de nyklækkede unger.

### **Registrering langs lineære strukturer som veje og jernbaner**

Man kan ofte konstatere tilstedeværelse af markfirben ved at gå langs vejskrånninger eller banelegemer, evt. nede i grøfter. Man skal helst gå mod solen således, at man ikke skygger for markfirbenet, som i givet fald er sværere at få øje på. Ofte vil man på denne måde kunne skræmme markfirbenene, som så løber af sted. Typisk løber de dog kun 0,5-1,5 m væk før de stopper op, godt skjult af vegetationen (Gramentz 1996). Er man årvågen, kan man se firbenene eller høre deres puslen i løv og græs. Er man ikke sikker i sin observation, afmærker man stedet og vender tilbage efter 5-10 minutter, så vil markfirbenet ofte igen være på samme sted. Trafikdræbte markfirben vil ofte blive konstateret ved sådanne monitoringsrunder.

### **Registrering på naturlige biotoper som klitter, overdrev og heder**

Her afsøges lokaliteten ved, at man målrettet opsøger de strukturer på lokaliteten, som er attraktive for markfirbenet på den givne årstid og i forhold til de givne vejrmæssige forhold. Om foråret afsøges klimatisk begunstigede dele af lokaliteten, hvor soleksponeringen er maksimal og vindindfaldet er minimalt. På sådanne solepladser tæt ved buske, der giver skjul, ligger de voksne markfirben og soler sig. På særligt varme dage og i højsommeren har markfirbenet næsten ikke behov for at sole sig, men vil derimod bruge tiden på at fouragere i halvhøj, forholdsvis tæt græs- og urtevegetation, hvor markfirben i skjul for fjender kan jage insekter. Man bør på sådanne dage, afsøge sådanne strukturer, som også kan være af mere fugtig karakter.



### Registrering af nyklækkede markfirben

De nyklækkede markfirben er ikke nær så sky og flugtaktive som de voksne markfirben. De nyklækkede unger opholder sig ofte i hele perioden op til dvalen i nærheden af klimatisk gunstige æglægningssteder, eller er på fødesøgning i nærliggende lav, ofte sparsomt, dækkende vegetation, hvor de jager små insekter og lignende foderdyr.

**Figur 5.4.** Markfirben i æglægningsområde (foto: P. Ravn).



### Bestandsvurdering

Ved fangst af markfirben bør der altid anvendes fangst med snare, da fangst ved hjælp af hænder medfører en for stor risiko for at dyrene mister halen eller kommer til skade på anden vis.

Det er meget arbejdskrævende at bestemme populationsstørrelse hos markfirben. Grundlæggende er der to metoder til rådighed:

- Fangst-genfangst
- Optælling langs transekt

Som med mange andre padder og krybdyr er markfirben individuelt forskellige i sine aftegninger/mønstre, og dermed genkendelige. Man kan derfor godt foretage identifikation uden at skulle indfange og mærke dyrene, hvis man er en dygtig og erfaren fotograf med godt kameraudstyr. Dette er af stor betydning, da indfangning og mærkning kan medføre skader og handicap.

Man kan indfange individer (kræver dispensation fra artsfredningsbekendtgørelsen) og fotografere dem (med blitz), og bruge fotoet til senere genkendelse. Man skal huske altid at fotografere samme side af dyret, fx lige ovenfra eller skråt fra højre side. Hvis man fotografere eller indfanger og fotografere et større antal dyr på en bestemt dag, og igen indfanger et tilsvarende antal dyr på en senere dag, så kan man estimere bestandens størrelse.

Ved optælling af individer som transekt bedømmes bestandsstørrelsen ved registrering af antal dyr i forhold til en given tidsenhed (Elbing et al. 1996). Det anbefales at denne form for bestandsvurdering foregår vha. flere besøg igennem hele dyrenes aktivitetsperiode.

## 5.5 Trusler mod arten

De danske bestande af markfirben kan opdeles i to typer:

- Indlandsbestande af markfirben er generelt meget sårbare, da de er udsat for opsplitting af bestande og isolering samt lokal uddøen pga. ødelæggelse eller forringelse af levesteder og spredningskorridorer som overdrev, heder, vej- og baneskråninger og råstofgrave.
- Kystbestande af markfirben er generelt mindre sårbare, da deres levesteder som soleksponerede kystskrænter eller klitområder generelt er sikrede af lovgivning. Hertil kommer, at bestandene ofte er relativt mindre udsatte for skadelige menneskelige påvirkninger, og at kysterne i sig selv skaber spredningskorridorer mellem de forskellige bestande.

Trusler for de to bestandstyper (indland- og kyst) kan opdeles på følgende:

- Ændringer i vedligeholdelse af vej- og jernbanestrækninger
- Tilgroning
- Homogenisering af biotoper
- Klimaændringer / global opvarmning
- Indavl
- Udsætning af fasaner og efterladte katte

### Ændringer i vedligeholdelse af vej- og jernbanestrækninger

Ændringer i driften af jernbane- og vejskråninger og vejrabatter har medført, at disse bliver mindre værdifulde for markfirbenet, fordi der ikke længere anvendes grussubstrat på skråningerne. I stedet udlægges granitskærver langs jernbanetracéet og ofte nylonnet på vejskråningerne. Da skråningerne også gror til i overskyggende buskadser, sker der en opsplitting af markfirbenbestandene. Som dermed bliver mere og mere isolerede og sårbare.

### Tilgroning

Artens levesteder er under tilgroning i Danmark på grund af manglende afgræsning, gødsning, øget atmosfærisk kvælstofnedfald og tilførsel af næringsrig overjord. Indlands lokaliteter for markfirben er især heder, overdrev og råstofgrave. Gennem de seneste tre NOVANA perioder er det konstateret, at arten kun er fåtallig på disse lokaliteter (arter.dk). I de seneste to NOVANA perioder synes arten forsvundet fra flere små isolerede indlands lokaliteter (arter.dk), da mange af lokaliteterne dels er så små, at overlevelsedygtige bestande ikke kan opretholdes og dels at lokaliteterne gror til.

Markfirben er udbredt langs den jyske vestkyst især i hvid klit. I de miljøer som markfirben foretrækker, vokser den invasive plante rynket rose eksplosivt, hvilket medfører at yngre- og rasteområder for arten forsvinder (Adrados 2015).



## Homogenisering af biotoper

Dynamiske, næringsfattige, strukturelt heterogene biotoper bliver der desværre færre og færre af i Danmark på grund af tilgroning, gødskning, øget atmosfærisk kvælstofdeponering, intensiv afgræsning, forskellige former for kystsikring, klitsikring og til dels pga. tilkørsel af næringsrig overjord, eller opfyldt med affald, men også på grund af fejlagtig naturpleje, som ofte fører til en homogenisering af en given lokalitet.

## Klimacændringer/Global opvarmning

Den Globale Opvarmning forventes ikke at påvirke de danske populationer af markfirben negativt, da markfirben befinder sig på sin nordvestlige, europæiske udbredelsesgrænse. Tværtimod vil opvarmningen formentligt kunne medføre at arten på sigt vil kunne kolonisere et bredere spekter af habitater og/eller føre til en forlængelse af aktivitetssæsonen.

## Indavl

Bestande med få dyr er naturligvis i en stor risiko for indavl ligesom at selv små forandringer på levestedet kan medføre lokal uddøen.

## Udsætning af fasaner og efterladte katte

Udsætning af fasaner på markfirbenets levesteder er en helt særlig trussel. Udsætning af fasaner foregår i sommerperioden, samtidig med at de nyklækkede markfirben kommer frem. Fasaner støvbader ofte på soleksponerede, grusede og sandede jordflader, som er markfirbenets æglægningssubstrat og soleplads for ungerne. Derved udsættes de nyklækkede markfirben for et direkte og intensivt prædationstryk fra de udsatte fasaner. Dette er for nyligt grundigt dokumenteret i et studie fra Belgien, hvor ingen krybdyr blev fundet i ellers egnede områder med stor fasanudsætning, mens der gennemsnitligt blev fundet 3,2 krybdyrarter i tilsvarende områder uden fasanudsætning (Graitson og Taymans 2022).

Derudover er der flere sommerhusområder hvor feriegæster holder katte i ferieperioden, og efterlader kattene efter endt ferie. Efter ferieperioden kan disse katte udgøre en trussel mod arkfirben (pers. obs. L.C. Adrados). Omvendt er der også en del eksempler på veletablerede bestande af markfirben i byområder, hvor der altid færdes både tamme og vilde katte.

## 5.6 Generelle og specifikke forvaltningstiltag

Indledningsvist må det understreges, at det vigtigste forvaltningstiltag, altid er at undgå at projekter påvirker levesteder for arten. Som udgangspunkt må levested og bestande af markfirben ikke påvirkes.

Hvis en sag berører soleksponerede skrænter og ørige velegnede naturtyper i nærheden af kende forekomster af markfirben, bør evt. forekomst af markfirben altid undersøges.

Ved projekter der potentielt påvirker levesteder for bilag IV-arter, særligt anlægsprojekter, er det vigtigt at overvåge effekten af de kompenserende tiltag. Dels med henblik på at opsamle erfaringer og dokumentation til andre projekter. Men særligt med henblik på at tilpasse, vedligeholde og optimere de udførte tiltag, så det sikres, at de vedvarende fungerer efter hensigten. Hvis

der er tale om projekter med potentielt stor påvirkning af arten, bør der altid sikres overvågning og opfølgning efter det gennemførte projekt. Uden aktiv opfølgning, overvågning og vedligehold, kan man ikke forvente at tiltagene vil virke efter hensigten.

### **Levested**

Hvis et projekt medfører forringelse af beskyttede yngle- og rasteområder kan det i nogle tilfælde opvejes af tiltag, som forbedrer yngle- og rasteområder andre steder inden for samme bestand.

Det vigtigste middel til at mindske konflikter i forbindelse med anlægsarbejder er at bevare og forbedre nøgle-biotoper samt at sikre spredningsveje. Tiltag i form af naturpleje og naturgenopretning kan ofte styrke de berørte bestande, så de bedre modstår ændringer af levestedet og øget dødelighed som følge af anlægsarbejder. Forsætligt individdrab af arter opført på habitdirektivets bilag IV er dog ulovligt uden forudgående dispensation, jf. artsfredningsbekendtgørelsen.

Nyskabte levesteder mangler oftest fødegrundlag samt de terrænelementer og variation, der er nødvendig, for at markfirbenet kan overleve. Levestederne kan derfor først forventes at fungere efter nogle år. Dog vil kunstigt skabte æglægningspladser fungere bedst, når de er næsten helt friske.

Erfaringer fra udlandet ved skabelse af nye levesteder viser, at hvor små, isolerede bestande har overlevet, samler de gamle dyr, der tidligere levede spredt, sig nu på nogle få af de mulige æglægningssteder. Først når næste generation er vokset op, indtages hovedparten af æglægningsstederne. På steder, hvor der stadig er en yngledygtig bestand, indtages derimod næsten alle æglægningssteder med det samme.

De kerneelementer, som kendetegner en velegnet biotop for markfirben skal forbedres eller skabes på ny, når eksisterende eller nye levesteder skal forbedres.

På større skræntarealer, fx langs veje, bør alle disse kerneelementer være til stede, så der opstår en heterogen biotop med mange forskellige terrænelementer. Ved mindre skræntforløb, oftest lave skræntforløb, er det vigtigt, at der på langs af biotopen er en vekselvirkning af delpartier med sandet/gruset jord og delpartier med mere næringsrig jord, hvor der også lægges sten/kvas og evt. udplantes spredte småbuske.

I de følgende gennemgås eksempler på konkrete forvaltningstiltag, som overordnet sikrer arten gode levemuligheder i områder, hvor den aktuelt forekommer:

- Etablering af soleksponerede grusbunker på 2-4 m<sup>2</sup> med fint vasket grus i størrelse 0-8 mm på syd-, øst- og vestvendte skrånninger både langs gamle og nye veje og jernbaner.
- Rydninger af buskadser på syd-, øst- og vestvendte skrånninger langs veje og jernbaner.
- Slåning af vej- og jernbanerabatter.
- Udlægning af sten- og træbunker som sole-, skjule og overvintringssteder, blandet med fint, vasket grus i størrelse 0-8 mm.

- Afskrabning af førnelag med efterfølgende udsåning af overdrevsfrø, gerne med en stor andel af liden skjaller, som parasitterer på forskellige græsser, og dermed skaber bedre forhold for overdrevsflora, samtidig med at der opstår et varmere mikroklima.
- Tilplantning med hunderose, tjørn og slåen i randområder for at skabe gode skjulesteder og mulighed for termoregulering yngleområder.
- Ekstensiv afgræsning af yngle- og rasteområder samt vandringskorridorer imellem disse.
- Høslæt af rasteområder med bortfjernelse for at udpine arealerne.
- Korrekt reetablering af råstofgrave, hvor der tages hensyn til forekomst af markfirben. Råstofgravene bør efter endt udnyttelse henligge med bevarede soleksponerede skrænter. De bør afgræsses, så der opstår tørre overdrevslignende levesteder med spredte buske. Dette skal gøres, så det ikke medfører forringelser for andre Bilag IV-arter som fx grønbroget tudse, løgfrø og strandtudse.
- Bevarelse af åbne soleksponerede skrån timer med overdrevskarakt er. Beplantningen på størstedelen af de soleksponerede skrån timer bør ryddes, så der kun står enkelte spredte buske og randbeplantning tilbage.
- Skabelse af spredningskorridorer mellem delbestande (fx stengærder).
- Undladelse af udsætning af fasaner på markfirbenets levesteder.

#### **Etablering af æglægningssubstrat**

Tilstedeværelse af velegnet æglægningssubstrat, der er soleksponeret og veldrænet uden at være for tørt, er som tidligere anført af afgørende betydning for markfirbenet. Svenske undersøgelser peger på etablering af én åben sandflade pr. 100 kvadratmeter på de arealmæssigt forholdsvis store svenske lokaliteter (Berglind et al. 2005). I Danmark er mange lokaliteter ganske små, fx vejskrån timer, og her kan det være en god idé at etablere æglægningssubstrater med kortere afstand. På heder og overdrev kan velegnet æglægningssubstrat typisk etableres maskinelt ved, at der foretages maskinelt skrab af vækstlag og næringsrig overjord og dermed blotlægges mineraljord. Det afskrabede materiale anbringes på nordsiden af det maskinelle skrab. På vej- og jernbanearealer kan æglægningssubstratet frembringes på ovennævnte måde eller kan etableres ved, at der på den soleksponerede skrån timer laves 2-3 m<sup>2</sup>, 0,5 m dybe skrab, hvor der efterfølgende anbringes 1-1,5 m<sup>3</sup> fint, vasket grus, størrelse 0-8 mm. I råstofgrave, hvor tilgroningen er blevet for stor, kan velegnet æglægningssubstrat ganske enkelt etableres ved at trække træer og buske op, eller ved at skrabe muldlaget af.

Som eksempel gennemførte Vejdirektoratet monitorering af markfirben ifm. anlæg af omfartsvej ved Næstved. Da der blev konstateret markfirben i eller ved det nye vejtrace, blev der på nærliggende arealer etableret erstatningsbiotoper. Efter at anlægsarbejdet var afsluttet blev der etableret en række æglægningsssteder med fint vasket grus på de nye, sydvendte vejskrån timer. Efterfølgende blev der konstateret nyklækkede markfirbenunger ved flere af de nyetablerede æglægningsssteder. Tiltagene har således sikret levesteder for markfirben i området trods anlæg af nyt vejprojekt (Neergaard et al. 2021).

#### **Græsning**

Etablering af græsning af åbne lokaliteter af hede- og overdrevskarakt er for tiden en meget populær plejeform. Generelt skal man være overordentligt opmærksom på markfirbenets behov, før man etablerer græsning på lokaliteter med markfirben eller på lokaliteter, hvor man udfører pleje med hensigt på at begunstige markfirbenet. Intensiv græsning er uforeneligt med markfirbenets

behov (Blanke 2010, Edgar 2005) og vil medføre, at markfirbenet forlader arealet eller bliver udryddet pga. et for højt prædationspres. Ekstensiv græsning kan være foreneligt med markfirbenets behov, hvis lokaliteten i øvrigt er meget heterogent opbygget med skrænter, stenbunker, halvhøje græs-, urte- og stauedebede og stikkende buske der skaber dække helt ned til jordfladen.

### **Etablering af stenbunker og kvasbunker**

Etablering af stenbunker og kvasbunker er fordelagtig for markfirbenet, da det forøger heterogeniteten, randzone-arealet og muligheder for skjul og termoregulering og skjul. Markfirben bruger dog kun i mindre grad sten som soleplads, da stenene generelt er længere tid om at blive opvarmet af solen i forhold til sand, tørt græs og blade, træstød og grene. Ved udlægning af sten og kvasbunker skal man dog være opmærksom på ikke at ødelægge andre værdifulde strukturer på biotopen.

### **Genopretningsprojekter**

Ved projekter hvor der ønskes etableret en ny bestand hvor arten ikke forekommer, er det afgørende at donorbestanden holdes skadesløs. Indsamling og flytning af voksne vil som udgangspunkt altid påvirke donorbestanden negativt. Indsamling af æg eller gravide hunner, der efter æglægning sættes tilbage, klækning af æg og udsætning af de små markfirben i sensommeren, kan bruges som metode til at etablere en ny bestand som kopi af den eksisterende. For at undgå risiko for indavlsdepression, bør donorbestanden være del af en metapopulation. Der bør indsamles så stor genetisk diversitet (antal parringer) fra donorbestanden som muligt. Der bør som udgangspunkt tilbageføres 1/3 af det indsamlede antal æg, der er opdrættet til små markfirben, for at holde donorbestanden skadesløs. Hele den indsamlede diversitet skal repræsenteres ligeligt ved tilbageførsel til donorbestanden hhv. den nye bestand. Indfangning, flytning og opdræt i fangenskab kræver dispensation fra artsfredningsbekendtgørelsen.

### **Genskabelse af klithedelokaliteter og rydning af invasiv art i klit**

På de vestjyske klithedearaler er der efter mange års etablering af tætte planter med gran og fyr gennem de senere år foretaget en række omfattende rydninger med henblik på at genskabe klithede, hvilket har forbedret forholdene for markfirben (Adrados 2019a) ligesom der i særligt hvid klit er gennemført omfattende rydninger af rynket rose, hvilket har gjort markfirben hyppigere (Adrados 2019b).

### **Flytning til nyt levested**

Hvis isolerede bestande af markfirben kan blive kraftigt berørt af et anlægsarbejde, kan det være nødvendigt at indsamle bestanden, før anlægsarbejdet går i gang. Indsamling med henblik på genudsætning kræver dispensation fra artsfredningsbekendtgørelsen.

Det må understreges at det ikke muligt at skræmme markfirben væk fra et berørt område. Udsættes firbenene for forstyrrelser vil de tværtimod søge skjul i jordhuller og dermed gå til i forbindelse med anlægsarbejdet.

I nogle tilfælde kan det være nødvendigt at indfange og flytte dyr til et nyt levested, permanent eller midlertidigt. Her er det vigtigt at vide, at voksne markfirben somme tider er ekstremt stedfaste, og man risikerer at de blot

vender tilbage efter flytning. Det er vigtigt at den udsatte yngel har tilstrækkelige muligheder for at overleve på den lokalitet, hvor de udsættes. Indfangning og flytning kræver dispensation fra artsfredningsbekendtgørelsen. Hvis et projekt medfører at hele det eksisterende habitat nedlægges, bør der etableres mindst dobbelt så meget egnet habitat. Hele bestanden tages til opdræt og sættes først ud på den nye lokalitet, når det nye levested vurderes egnet både kvalitativt som kvantitativt, så det mindst svarer til det nedlagte habitat. Det handler om at erstatte en funktion og her er det væsentligt at være opmærksom på, at medens strukturer, substrat og beplantning relativt hurtig kan etableres, kan det tage flere år før fødeuddet kvalitativt som kvantitativt er på højde med fødeuddet i det nedlagte habitat. I tillæg bør den pleje der evt. var på eksisterende habitat (fx ekstensiv græsning) etableres på den nye lokalitet.

Eksempel fra vejbyggeri: I forbindelse med miljøvurdering den nye bro- og vejforbindelse Kronprinsesse Marys Bro ved Frederikssund blev der konstateret en sårbar bestand af markfirben i den planlagte arealreservation ved Tørslev Hage. Området med markfirben var reserveret til vejforbindelse gennem mange årtier, og de tilstødende arealer på begge sider var tilbygget med sommerhuse. Derfor var det umuligt at undgå indgreb i det område hvor firbenene yngede. Før anlægsarbejderne blev iværksat etablerede Vejdirektoratet efter aftale med Frederikssund Kommune, soleksponerede grusbunker i det tidlige forår med det formål at tiltrække æglæggende hunmarkfirben. Da soleksponerede gruset jord stort set manglede på biotoperne blev disse grusbunker straks benyttet af markfirben til æglægning. Æggene blev efterfølgende indsamlet og udklækket i terrarier. Samme eftersommer blev de små markfirben overført til nyanlagte soleksponerede stensætninger af permanent karakter, som var anlagt op til det kommende vejtracé. Yderligere etablerede Vejdirektoratet efter afslutning af det omfattende anlægsarbejde en række soleksponerede grusbunker på de store, soleksponerede vejskråninger med henblik på at skabe gode yngle- og rasteområder for markfirben (Hesselsø et. al 2021).

**Figur 5.5.** Nyt levested for markfirben ved Tørslevhage, Frederikssund (foto: M. Hesselsø).



### **Opsplitning af bestande og levesteder**

Det bør altid vurderes, om et projekt kan splitte bestande og på den måde bidrage til indirekte forringelser af yngle- og rasteområder.

Det vigtigste middel til at mindske konflikter i forbindelse med opsplitning af bestande er at bevare og forbedre nøglebiotoper samt at sikre spredningsveje. Tiltag i form af naturpleje og naturgenopretning kan ofte styrke de berørte bestande, så de bedre modstår ændringer af levestedet og øget dødelighed som følge af anlægsarbejder.

Det bør sikres, at der på begge sider af en nyanlagt vej i tilstrækkeligt omfang findes de terrænelementer, som er nødvendige for, at markfirbenet kan opretholde selvstændige bestande.

Da der ofte foregår en udveksling af individer mellem forskellige bestande af markfirben, og nogle bestande er afhængige af tilvandring, kan forbedring af nabobestandens vilkår medvirke til at styrke den bestand, der berøres af et projekt.

Kompenserende tiltag bør altid placeres i afstande, der passer til markfirbens spredningsevne. Det vil sige, at tiltagene ofte må være meget lokale, helst inden for 100 m fra eksisterende ynglesteder.

### **Veje og byggeri**

Permanente hegn og underføringer til markfirben er generelt ikke et tiltag som vil fungere i praksis. Firben er dygtige til at klatre og kan derfor passere de fleste hegn. Derudover forekommer markfirben meget ofte på egnede vejskrånninger. Der er således omfattende dokumentation for at bestande kan opretholdes nær trafikerede områder. Det kan på det grundlag konkluderes, at vejtrafik er mindre problematisk for arten, hvis bestanden har adgang til tilstrækkelige yngle- og rasteområder på de vejnære arealer.

For markfirben kan der ikke fastlægges generelle perioder, hvor indgreb kan gennemføres i bestemte dele af levestederne. Det skyldes at der i praksis ikke kan skelnes mellem dyrene yngle- og rasteområder.

## **5.7 Andre forhold relevante for forvaltningstiltag**

Markfirben er tilknyttet lysåbne og soleksponerede områder med adgang til æglægningssteder i sand og grus. Forvaltningstiltag der gavner markfirben kan derfor særligt gavne ynglemulighederne for følgende andre bilag IV-arter som ofte er afhængige af lignende biotoper: Strandtudse, grønbroget tudse og løgfrø. Dog er de nævnte padde alle, i modsætning til markfirben, yderligere afhængige af vådområder for at kunne yngle.

Der er ingen oplagte eksempler på konflikter med forvaltning til fordel for markfirben og andre bilag IV-arter. Ved afsluttende pleje af grusgrave skal man dog være opmærksom på, at eventuelle ynglesteder for padde (søer og vandhuller) ikke må nedlægges af hensyn til en eventuel bestand af markfirben.

## **5.8 Referencer**

Adrados, L.C. (2015): Baseline monitoring af habitategnethed for markfirben i LIFE 12 NAT/DK/001073, Aktion D1. Amphi Consult for Naturstyrelsen Vestjylland. 28 pp.

- Adrados, L.C. (2017): Basisundersøgelse af markfirben i Nationalpark Thy. Amphi Consult for Nationalpark Thy. 28 pp.
- Adrados, L.C. (2019a): Final monitoring af markfirben i LIFE12 NAT/DK/001073, Aktion D2. Amphi Consult for Naturstyrelsen Vestjylland. 17 pp.
- Adrados, L.C. (2019b): Afsluttende monitoring af habitategnethed for markfirben i LIFE12 NAT/DK/001073, Aktion D1. Amphi Consult for Naturstyrelsen Vestjylland. 28 pp.
- Berglind, S.-Å., Gullberg og Olson (2005): Åtgärdsprogram för sandödla (*Lacerta agilis*).
- Blanke, I. (2010): Die Zauneidechse, zwischen Licht und Schatten. Laurentii Verlag.
- Edgar, P. (2005): Action Plan for the Conservation of the Sand Lizard (*Lacerta agilis*) in Northwest Europe Convention on the conservation of European Wildlife and Natural habitats. Strassbourg, 2005.
- Elbing, K., Günther, R. og Rahmel, U. (1996): Zauneidechse - *Lacerta agilis* (Linnaeus, 1758). - I: Günther, R. (eds.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Gustav Fischer Verlag, Jena: 535-557.
- Graitson, E. og Taymans, J. (2022): Impacts of massive releases of colchid pheasants (*Phasianus colchicus* L.) on squamates (Reptilia Squamata). Bulletin de la Société Herpétologique de France, 180. doi:10.48716/bullshf.180-2.
- Gramentz, D. (1996): Zur Mikrohabitatselektion und Antiprädationsstrategie von *Lacerta agilis* Linnaeus, 1758. Zoologische Abhandlungen Staatliches Museum für Tierkunde Dresden 49: 83-94.
- Hesselsøe, M., Neergaard, R. og Ravn, P. (2021): Anlægsarbejde og beskyttede arter, eller kunsten at flytte et firben. Teknik og Miljø 5-6 (2021) pp. 26-27.
- Neergaard, R., Jensen, C.S., Bürger, A., Vikstrøm, T., Gørtz, P., de Jonge, N., Møller, J.D. og Hesselsøe, M. (2021): Naturovervågning på Næstved omfartsvej (2012-2020) -Afsluttende rapport. NIRAS A/S for Vejdirektoratet.
- Ravn, P. (1998): Conservation status and habitat requirements of *Lacerta agilis* on Sjælland. Thesis, University of Copenhagen, upubl.
- Ravn, P. (2015): Forvaltningsplan for Markfirben -Beskyttelse og forvaltning af Markfirben (*Lacerta agilis*) og dets levesteder i Danmark. Naturstyrelsen, Miljø- og Fødevareministeriet 2015.
- Strijbosch, H. (1988): Reproductive biology and conservation of the sand lizard. Mertensiella 1: 132-145.
- Therkildsen, O.R., Søgaard, B. og Adrados, L.C. (2019): Overvågning af markfirben *Lacerta agilis*. Teknisk anvisning til ekstensiv overvågning A16. Aarhus Universitet og Amphi Consult.

## 6 Klokkefrø

### *Bombina bombina*

af Niels Damm, Kåre Fog og Lars Briggs

**Figur 6.1.** Klokkefrøens bugmønster er unikt og kan bruges til at genkende individer. Den orange farve tjener til at advare rovdyr om, at den er giftig (foto: Birgit Bjerre Laursen).



### 6.1 Status

Den stærke tilbagegang for klokkefrø gennem det 20. århundrede er standset, men blot seks af de oprindelige bestande har overlevet. Hovedparten af de nuværende bestande er stabiliseret på et niveau, hvor de ikke er truet af akut uddøen, men de er stadig meget langt fra at være sikret mod negative effekter af indavl. Der er etableret dubletbestande for fem af de seks oprindelige bestande og etableret seks blandingsbestande. Den samlede danske bestand tæller blot omkring 3.000 voksne dyr. Alle bestande findes i Det Sydfynske Øhav og i Storbæltområdet.

Klokkefrøen lever akvatisk i sommerhalvåret og trives, hvor der er et tæt netværk af lysåbne, lavvandede vandhuller med god vandkvalitet i et naturområde med afgræsning af kvæg. Frøerne vandrer mellem vandhuller gennem sæsonen i søgen efter optimale ynglesteder og levesteder. Lavvandede oversvømmelser i lavninger og fravær af eutrofiering er afgørende faktorer for klokkefrø.

Arten er en af de paddearter, som det er sværest at skabe nye yngle- og rastesteder til og det er meget svært at etablere nye bestande. Den meget lave samlede bestandsstørrelse og de mange små bestande taget i betragtning må der derfor i forvaltningsøjemed iagttages den største forsigtighed i forhold til arten. Projekter som kan medføre negativ effekt på klokkefrø kan ikke gennemføres fordi de enkelte bestande ikke tåler reduktion. Etablering af erstatningsnatur er ikke et redskab til at råde bod på negative effekter af andre tiltag.



## 6.2 Levevis

Klokkefrøen kommer frem af dvalen i april og lever akvatisk i vandhuller, mindre søer og oversvømmelser frem til september (Fog et al. 1997). Den smukke og sørgmodige kvækken af hannerne kan høres på varme dage og aftener i den lange yngleperiode, der går fra sidst i april til først i juli. Fra sidst i juli til først i september forvandler haletudserne sig til 1½-2 cm lange frøer, som bliver i ynglevandhullerne og lever af invertebrater som de voksne klokkefrøer. De bliver kønsmodne, når de er to-tre år gamle og ofte bliver dyrene forholdsvis gamle, 5-15 år. Fra oktober til april overvintrer klokkefrø på land.

Klokkefrøen stiller meget store krav til sit levested og har brug for at have et tæt netværk af velegnede vandhuller og skjulesteder på land til rådighed. Den yngler i store, lavvandede, helt lysåbne vandhuller med absolut god vandkvalitet og artsrig vegetation. Vegetationen skal både yde skjul mod prædatorer og tillade at klokkefrøen kan leve og søge føde i varmt solbeskinnet vand. Nærings-tolerante og dermed i Danmark typiske vandplanter som tagrør og dunhammer sp. må ikke forekomme udbredt i klokkefrøens vandhuller. Kun de varmeste vandhuller i Danmark er varme nok, og skygge på vandfladen skal derfor undgås (Fog et al. 1997).

Klokkefrøen lægger i gennemsnit 450 æg (Fog et al. 1997), hvilket er relativt få og arten er dermed stærkt afhængig af høj overlevelse af æg og haletudser. Størst ynglesucces findes i temporære oversvømmelser, der tørrer ud i løbet af sommeren. Når en vandsamling tørrer ud, dør alle prædatorer. Det betyder, at overlevelsen af æg og haletudser den følgende sæson vil blive væsentligt højere end i en permanent vandflade, hvor de flerårige prædatorer lever. Et vandhul med en mindre permanent del og en væsentligt større, ganske flad oversvømmelseszone kan også være meget produktiv (Fog et al. 1997, Briggs et al. 2003).

Klokkefrøen søger ynglesteder med store flade oversvømmelses-zoner, hvor prædatorer efter vinterens nedbør vil blive fortyndet ud i et stort lavvandet område og derfor have mindre effekt på haletudserne. Dette ses fx i Elb-dalen, hvor den sandede jordbund bevirker, at der opstår oversvømmelser indenfor digerne når vandstanden i floden står højt om foråret. Klokkefrøerne vandrer til oversvømmelserne og yngler med høj intensitet der. Når vandstanden senere på sæsonen falder, vandrer de voksne klokkefrøer til permanente vandhuller, mens haletudserne vokser op i de pytter, der står tilbage (Wilkens 1979, Filoda 1981). Fra Rusland og Hviderusland er det beskrevet at klokkefrøen opsøger og yngler i oversvømmelser i floddale, i moser og på sumpede enge opstået efter smeltning af sne om foråret og kraftig regn om sommeren (Krasavtsev 1938, Garanin 1983, Pikulik 1985).

Klokkefrøens haletudser lever af belægninger af alger, bakterier, protozoer og andre mikroskopiske organismer på vandplanters stængler (Pikulik 1985, Mosin 1988, Andersen 1992). Mængde og kvalitet af haletudsernes fødegrundlag kan variere meget mellem forskellige klokkefrøvandhuller, men også inden for samme vandhul mellem forskellige år (Briggs og Damm 2004). Kvantitet og kvalitet af epifytiske belægninger af alger, protozoer og bakterier er uanset et vandhuls dimensioner afgørende for klokkefrøhaletudseres vækst (Andersen 1992). Det er derfor væsentligt, at der er en gruppe af gode ynglevandhuller til rådighed for en bestand.

Det er en fordel, at der også er permanente vandhuller, hvor klokkefrøerne kan søge føde i hele sommerhalvåret. Arealet af egnet vandhulshabitat er afgørende for hvor stor en bestand af klokkefrø, som et område kan understøtte. På danske

klokkefrølokaliteter er det beregnet at hver voksen klokkefrø har behov for mellem 20-40 m<sup>2</sup> egnet vandhulshabitat (Damm et al. 2003). Klokkefrøen adskiller sig her i væsentlig grad fra det store flertal af de danske paddearter, som finder deres føde terrestrisk.

**Figur 6.2.** Ynglevandhul i et for klokkefrø velafgræsset, åbent landskab med terrestriske skjulesteder i levende hegn med gamle træer (foto: Niels Damm).



### Levested gennem hele livscyklus for alle livsstadier

Klokkefrøen findes ofte i områder med kalkholdig ler og lever og yngler bl.a. i følgende ferskvandsnaturtyper: 3140 Kransnålgesø og 3150 Næringsrig sø, samt andre vandhuller, der ikke er beskrevet som habitatnaturtyper.

Overvintring foregår i musehuller, under kvas og gamle træerødder samt i diger og skrænter (Fog et al. 1997). Et godt levested består derfor af et tæt netværk af velegnede vandhuller i et åbent afgræsset landskab bestående af græsland, levende hegn med gamle træer, diger og fx kystskrænter.

### 6.3 Udbredelse

Klokkefrøen har en østeuropæisk udbredelse og er på det nordvestligste af sin udbredelse i Danmark og det sydligste af Sverige. Klokkefrøen har tidligere været udbredt i det østdanske landskab med historisk kendte forekomster på Samsø, Tunø, Als, Øst- og Sydfyn, det Sydfynske Øhav, hele Sjælland med omgivende øer, Lolland, Falster, Møn og Bornholm (Pfaff 1943, Fog et al. 1997). Blot seks af de oprindelige bestande har overlevet på Østfyn, i Det Sydfynske Øhav og Sydsjælland samt øer vest for Sjælland. Der er etableret dubletbestande for fem ud af de seks oprindelige bestande (tabel 1). En dubletbestand er en kopi af en oprindelig bestand, der er skabt ved opdræt og udsætning på en egnet lokalitet. Der er også etableret seks blandingsbestande, tre i Det Sydfynske Øhav, hvor ophavet stammer fra Avernakø og Hjortø, samt tre på Sjælland, hvor ophavet stammer fra Enø, Knudshoved og Røsnæs.

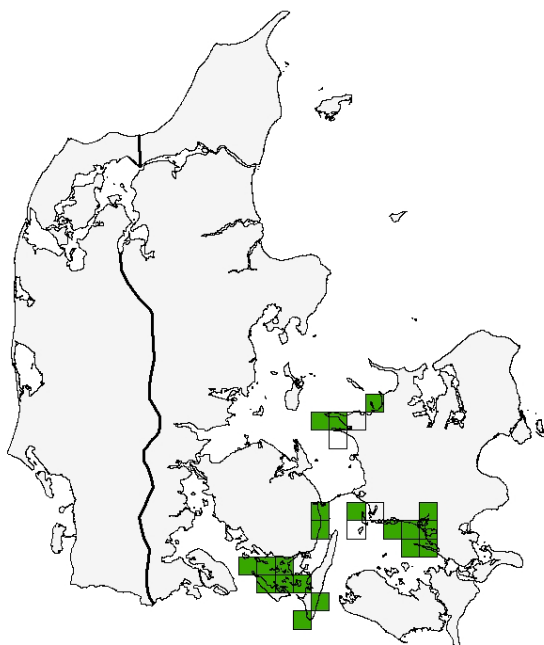
I 1990 var den samlede danske bestand på 1.000 voksne dyr (Fog et al. 1997) og i 2021 på omkring 3.000 voksne dyr (tabel 1). Bestandsfremgangen er hovedsageligt afstedkommet på Røsnæs, hvor der i et, for klokkefrø, meget fordelagtigt landskab er etableret en dubletbestand for bestanden på Neksælø.

Resten af bestandene er meget langt fra at være tilstrækkeligt store til at undgå forringelse af det genetiske materiale ved indavl. Nogle af bestandene er tilmed stadig så små, at de er truet af pludselig uddøen ved tilfældige udsving i bestandsstørrelse.

Der er forskel på hvor levedygtige, de enkelte danske klokkefrøbestande er. Nekseløbestanden har haft en formidabel overlevelse af opdrættede, udsatte dyr både på Røsnæs, og i Skåne. En genetisk undersøgelse af efterkommerne af de dyr, der i sin tid blev sat ud i Skåne, med ligeligt bidrag fra Nekselø, Agersø og Knudshoved, viser at over 90 % af genmaterialet stammer fra Nekselø (Hauswaldt et al. 2006). At bestanden på Røsnæs er blevet så stor en succes, som langt overgår den oprindelige bestand på Nekselø, skyldes kombinationen af et godt genetisk materiale fra Nekselø kombineret med et fordelagtigt landskab med mange naturlige mindre søer på Røsnæs.

For at undgå indavl skal den effektive størrelse af en makropopulation på kort sigt være mindst 50 individer, mens den på længere sigt skal op på mindst 500 individer (Lehmkühl 1984, Fog et al. 1999). I isolerede bestande er den effektive bestandsstørrelse afgørende for hvor stor genetisk variation, der kan opretholdes. Den effektive bestandsstørrelse er det antal individer i bestanden, der deltagel ligeligt i parring. I små bestande med et stabilt eller aftagende antal individer vil den genetiske variation med tiden reduceres som følge af genetisk drift – dvs. tab af genetisk variation pga. tilfældigheder. I store bestande samt i bestande i kraftig vækst vil der derimod stort set ikke mistes genetisk variation. Den reelle bestandsstørrelse skal være 2-4 gange større end den effektive bestandsstørrelse for at sikre, at mindst 500 individer deltager i parring hvert år. (Siegismund 1993). Målsætningen for hver dansk klokkefrøbestand er derfor en bestandsstørrelse på mindst 1.000-2.000 kønsmodne individer for at opnå sikkerhed for en stabil og levedygtig bestand.

**Figur 6.3.** Forekomst og udbredelse af klokkefrø i kvadrater på 10x10 km ved den nationale overvågning i 2004-2021. Grøn firkant angiver kvadrat med fund af arten, og åben firkant angiver undersøgt kvadrat uden fund. Klokkefrø er nu uddød i de to grønne kvadrater på Langeland. Grænsen mellem den atlantiske og den kontinentale biogeografiske region er vist på kortet med en sort streg.



**Tabel 6.1.** Status for klokkefrøbestande (NOVANA 2021). Tællinger af kvækkende hanner under NOVANA 2021 er brugt til at estimere bestand af voksne dyr (Briggs 1996, Søgaard og Fog 2018). Der findes seks oprindelige bestande, samt dubletbestande til fem heraf. Desuden er der etableret seks blandingsbestande, tre i Det Sydfynske Øhav og tre på Sjælland.

Bestand	Estimeret størrelse 2021	Ophav	Landsdel
Taarup Strand	33	Oprindelig 1	Østfyn
Klintholm	273	Dublet 1	Østfyn
Avernakø	180	Oprindelig 2	Det Sydfynske Øhav
Hjortø	22	Oprindelig 3	Det Sydfynske Øhav
Strynø Kalv	21	Dublet 3	Det Sydfynske Øhav
Halmø	0	Dublet 3	Det Sydfynske Øhav
Birkholm	106	Blanding	Det Sydfynske Øhav
Ærø	0	Blanding	Det Sydfynske Øhav
Skarø	11	Blanding	Det Sydfynske Øhav
Nekselø	47	Oprindelig 4	Nordvestsjælland
Røsnæs	1.800	Dublet 4	Nordvestsjælland
Asnæs	103	Dublet 5	Nordvestsjælland
Agersø	176	Oprindelig 5	Sydvestsjælland
Knudshoved Odde	325	Oprindelig 6	Sydsjælland
Knudsskov	65	Dublet 6	Sydsjælland
Glænø	22	Dublet 4	Sydsjælland
Enø	0	Blanding	Sjælland
Avnø	0	Blanding	Sjælland
Rønnebæksholm	18	Blanding	Sjælland
Sum (afrundet)	3.200		

### Spredningsevne

Voksne klokkefrøer vandrer ofte, men normalt kun over få hundrede m. Frøerne vandrer typisk få hundrede meter mellem et områdets vandhuller igennem en sæson. Hvert år tilsyneladende efter et regelmæssigt mønster (Fog et al. 1997). Fra Rusland er der beskrivelser af vandringer af klokkefrø mellem leve- og ynglesteder på op til 800 m (Garanin 1971, 1977). Fra Danmark kendes nogle få eksempler på at enkelte dyr er vandret 2-3 km og flere eksempler på vandringer over 1 km, men kun en meget lille del af dyrene i en bestand vandrer så langt (Briggs 1993, pers. obs. K. Fog, D. Guldager Christiansen, L. Briggs og N. Damm). I store og frugtbare bestande vil vandhuller i naturområder regelmæssigt kunne blive koloniseret over afstande på op til ca. 500 m, men i mindre bestande med lav ynglesucces, kan der ikke forventes kolonisering over afstande større end ca. 200 m.

## 6.4 Registrerings- og overvågningsmetodikker

Klokkefrøen kan registreres på følgende måder:

- Kvækkende hanner kan tælles fra sidst i april til sidst i juni.
- Frøerne kan observeres i vandhuller fra midt i april til midt i september.
- Haletudser kan fanges med ketsjer fra midt i maj til midt i august.
- Nyforvandlede klokkefrøer kan tælles i og nær vandkanten af ynglevandhuller fra sidst i juli til først i september.

Den officielle registreringsmetode findes i Teknisk Anvisning nr. A15 (Søgaard og Fog 2018). Registrering af klokkefrø kræver absolut forståelse af og dermed indgående erfaring med hvordan artens yngleaktivitet fluktuerer med vejret, tid på året, klimaet den pågældende sæson og bestandens størrelse og dynamik. Registreringen kræver også stor omhu.

## 6.5 Trusler mod arten

### Mangel på yngle- og rastesteder

Den største trussel mod klokkefrøen er den meget store mangel på egnede yngle- og rastesteder.

Det moderne landskab byder ikke på egnede levesteder for klokkefrø. Flere bestande lever i opdyrkede områder eller i områder påvirket af opdyrkede områder, hvor et sammenhængende netværk af velegnede vandhuller og temporære oversvømmelser ikke forekommer. I det gamle kultur-/bondelandskab fungerede vandhuller som vandingshuller for kvæg og heste, men efterhånden som landbruget er blevet effektiviseret, er vandhuller blevet overflødige og er blevet til besvær. Ganske mange vandhuller er blevet fyldt op og de mest lavvandede er drænet bort. Resten er groet til med fx pilebuske og sumpplanter som tagrør og dunhammer sp. eller er blevet uegnede for padde pga. eutrofiering ved ud-sivning eller tilledning af næringssalte fra landbrugsjord. Velfungerende, ikke eutrofierede vandhuller er næsten ikke eksisterende i det østdanske landskab længere, bortset fra steder hvor der kyndigt er gennemført vandhulsrestaurering/-gravning som naturpleje.

### Afvanding

I det historiske, åbne kulturlandskab før dræning af markerne har der hvert forår været en mosaik af større og mindre oversvømmelser og vintre med megen nedbør har kunnet afstedkomme meget store lavvandede vandsamlinger. Datidens landbrugsjord havde ikke det samme næringsindhold som i dag, og oversvømmelserne har sandsynligvis været væsentlige som periodiske ynglesteder for klokkefrø. Der er gået mange ynglesteder for klokkefrø tabt ved afvanding og historisk set har det været en meget væsentlig trussel (Fog 1996). I dag ville de samme oversvømmelser være mere næringsrige og dominerede af trådalger.

Vandstand er en fastlåst faktor i det moderne landskab gennem afvanding af jord og overløb på moser og søer. En dynamisk svingende vandstand betragtes i den danske kultur som noget ukontrollerbart, unyttigt og uønsket. Det betyder at paddearter, der profiterer af permanente vandflader vinder over paddearter, der er tilpasset en dynamisk vandstand. Grøn frø er konkurrent til klokkefrø og salamandre er prædatorer på klokkefrøens æg og yngel. De store udsving i vandflade i det historiske landskab har sandsynligvis gjort det umuligt for grøn frø og salamandre at hæmme klokkefrøbestande væsentligt.

Når der graves og restaureres vandhuller til klokkefrø, er der som oftest stærke begrænsninger i forhold til størrelse af vandflade, og levesteder fastlåses i faste former og størrelser bl.a. af hensyn til lokalbefolkningens interesser. Jo større dynamiske udsving, der kan opnås i vandstand og areal af vandflade, jo mere tiltrækkende vil et levested være for klokkefrø og jo mindre effekt vil

konkurrenter og prædatorer have (Fog et al. 1997). Så på klokkefrøens levesteder skal vandstanden sættes fri.

### **Manglende afgræsning**

I det gamle kulturlandskab var bønderne afhængige af at have rigtig mange vandhuller i landskabet. Tilførslen af næring til vandhullerne var sandsynligvis meget ringe givet den meget lavere atmosfæriske deposition af kvælstof og fravær af kunstgødning. Afgræsning af vandhullerne og behov for materiale til hegn har også medført at tilgroning ikke har haft betydning. Bøndernes historiske drift af det åbne land har været fordelagtigt for arter som klokkefrø. Ofte er klokkefrøens forsvinden fra et område eller en ø tidsmæssigt sammenfaldende med forsvinden af de små brug med malkekvæg, som har holdt markerne velafgræssede om sommeren og skabt et behov for vandhuller i markerne.

Situationen i det åbne landskab er en ganske anden i dag med langt større tilførsel af næring og stort set ingen dynamisk påvirkning eller afgræsning. Det betyder, at vandhuller, der stadig er tilbage i landskabet, ikke har den samme funktion for klokkefrø, som de kunne have. Moser har tidligere været levesteder for klokkefrø, men uden afgræsning og navnlig med tilledning af drænvand gror de kraftigt til i bl.a. pilekrat.

De største og mest livskraftige klokkefrøbestande findes hvor der er en velfungerende afgræsning med køer, som skaber levesteder med den rette dynamik for klokkefrø. Køers afgræsning og tramp ude i vandhullerne skaber den rette vegetationsstruktur både i vandhullet og på de udtørrende brinker. Køer giver sandsynligvis også grundlaget for den rette fødesammensætning af alger og bakterier for klokkefrøhaletudser. Afgræsning med får er uegnet, fordi får græsser til vandkanten og ikke ud i vandet. Fåregræsning kan dog undtagelsesvist fungere i forbindelse med temporære vandhuller, men afgræsning med køer vil altid være at foretrække.

Det er afgørende at se på afgræsning som et nødvendigt redskab til at opnå en given status for et levested. Det handler ikke kun om at sikre afgræsning, men at det er den rette afgræsning.

Ingen klokkefrøbestande vil i længden opnå en gunstig status eller i det hele taget overleve uden den rette afgræsning (tabel 3). En gennemgang af klokkefrølokaliteter siden 1970 (i alt 31) viser at klokkefrøen er uddød på samtlige lokaliteter uden afgræsning (16). De overlevende bestande findes kun på lokaliteter, hvor der har været afgræsning eller i det mindste en delvis afgræsning. Klokkefrøen er samlet set uddød på 9 lokaliteter med hel eller delvis afgræsning af klokkefrøvandhuller. Græsning er således ikke den eneste afgørende faktor for overlevelse, men er så væsentlig, at uden afgræsning er der ingen mulighed for langsigtet bevarelse.

**Tabel 6.2.** Skæbne for 31 klokkefrølokaliteter siden 1970. Klokkefrøen har ikke overlevet på nogen lokaliteter uden afgræsning.

	Overlevet	Uddød
Afgræsning	3	4
Delvis / uvis afgræsning	3	3
Afgræsning, men andre afgørende trusler	0	2
Ingen / ophørt afgræsning	0	16

### Opdyrkning

Klokkefrøer vandrer på et levested mellem vandhuller i løbet af en sæson samt til og fra overvintringssteder. I landbrugsområder er spredning af kunstgødning, sprøjtning med pesticider og jordbehandling med store maskiner en alvorlig trussel mod vandrende padder (Schneeweiss et al. 1997). En bestand, der lever i eller nær opdyrkede marker, udsættes dermed for en væsentlig trussel under vandring. Når padder vandrer hen over et område med kunstgødning, vil gødningskornene klæbe sig til deres fugtige hud, hvor saltene opløses. Saltene i kunstgødningen optages gennem paddens tynde hud og dræber den. Pesticider kan dræbe padder ved direkte kontakt, men de har sandsynligvis større negativ effekt på klokkefrø ved at begrænse mængden af invertebrater i et område. Sprøjtemidlerne kan også forgifte selve vandhullet og dermed ødelægge det økosystem, som både haletudser og voksne frøer er afhængige af (Briggs og Damm 2004). Sprøjtning med pesticider kan derfor have alvorlige konsekvenser for klokkefrøens overlevelse i et område. Endelig vil jordbehandling som fx stubharvning og pløjning dræbe padder, der opholder sig på marker.

Undersøgelser har vist, at den årlige overlevelse af voksne klokkefrøer i intensivt dyrkede landbrugsområder er omkring 50 %, hvorimod frøernes overlevelse i upåvirkede naturområder og på ekstensivt dyrkede småøer kan være op til 94 % pr. år (Briggs 1996, Briggs og Damm 2004). Der er dog observeret meget store udsving i overlevelse mellem enkelte år i naturområdet ved Knudshoved, uden at det har været muligt at give en forklaring herpå. Det er derfor ikke givet, at overlevelse af klokkefrø på tilsyneladende velegnede lokaliteter altid er høj. Eneste sikre konklusion er, at overlevelsen i intensivt dyrkede områder, set over en længere periode, er lavere end i naturområder. På levesteder med en lav overlevelse kan få år med ingen eller ringe ynglesucces være en alvorlig trussel mod en bestands overlevelse.

### Eutrofiering

Klokkefrøens æg overlever dårligt (Fog 1991) og haletudserne vokser dårligt eller slet ikke i eutrofierede vandhuller (pers. obs. K. Fog og N. Damm). På Enø er der i 1989 i et eutrofieret vandhul observeret en overlevelse af klokkefrøæg fra samme parring på 80 % og 7 % hvis æg blev fjernet fra vandhullet med det samme henholdsvis efter fire dage (Fog 1991). Både æg og haletudser klarer sig til gengæld rigtig godt i "naturligt næringsrige" vandhuller. Stort set alle vandhuller i det østdanske landskab er eutrofierede, mens "naturligt næringsrige" vandhuller er uhyre sjældne. Eutrofierede vandhuller udvikler en artsfattig vegetation med få stærkt dominerende næringstolerante arter og en monoton vegetationsstruktur, hvor vandfladen oftest henligger skygget. Ofte optræder trådalger som måtter i det åbne vand og som tykke belægninger på stængler af vandplanter. Klokkefrøen lægger aldrig æg på stængler med trådalger (pers. obs. K. Fog og N. Damm) og stænglerne vil heller ikke fungere som struktur for epifytiske alger, som haletudserne lever af. De epifytiske belægninger skygges

bort og haletudserne kan under alle omstændigheder ikke komme til at græsse på dem, når der hænger et lag af trådalger omkring stænglerne. Eutrofiering gør et vandhul uegnet som ynglested for klokkefrø og forringer det markant som levested og er dermed en alvorlig trussel (Fog 1996).

### **Udsætning af fisk og ænder**

Udsætning af fisk og ænder i vandhuller er en alvorlig trussel mod klokkefrøen, idet de æder klokkefrøens æg og haletudser og markant forringer vandhullets tilstand (Fog 1996, Fog et al. 1997). Klokkefrøen undgår at kvække og lægge æg i vandhuller med fisk og muligvis også i vandhuller med mange individer af stor vandsalamander. Et unaturligt højt antal andefugle og den klassiske tilhørende fodring med korn fra vandkanten vil eutrofiere et vandhul og resultere i en voldsom nedgang i artsdiversitet. Tilstedeværelse af fisk betyder almindeligvis også en kraftigt forringet vandkvalitet (Wederkinch 1988).

Den danske befolkning er generelt ikke vidende om de klart skadelige effekter af udsætning af fisk og andefugle på den naturligt forekommende flora og fauna i vandhuller. Desuden ligger det i manges opfattelse, at der hører fisk til vand. Oversvømmede lavninger, vandhuller og mindre søer såsom dødishuller er isolerede fra vandløb, og der er derfor ingen naturlig kolonisation af fisk i vandhuller. Fisk kommer til vandhuller via overløb med forbindelse til vandløb eller med en spand (Wederkinch 1988). Kolonisationen har meget negative effekter på padde generelt og især arter som klokkefrø.

### **Tilgroning og skovrejsning**

Sammenlignet med tiden lige efter 2. verdenskrig har det østdanske landskab været under tilgroning med buske og træer og arealet med løvskov er stigende. Der er en meget væsentlig trussel mod klokkefrø fra tilgroning og dermed skygning af yngle- og rastesteder (Fog 1997). Et andet aspekt er at tilgroning og skovrejsning favoriserer skov-arter på bekostning af åbent-lands-arter. Voksne individer af stor og lille vandsalamander benytter vandhuller som levesteder det meste af sommerhalvåret og er meget effektive prædatorer på æg og yngel af padde. Klokkefrøen lægger relativt få æg og er dermed afhængig af at vandhulsmiljøet fordrer en meget god overlevelse for æg og haletudser. Klokkefrøbestande er dermed meget følsomme overfor tilstedeværelse af salamandre på sine levesteder.

Almindelig gradvis tilgroning af udyrkede, braklagte områder eller (for) ekstensivt afgræssede områder favoriserer salamandre og er dermed en trussel for klokkefrø. Skovrejsning med løvtræer i eller ved en klokkefrøbestand er en alvorlig trussel. I praksis eksisterer der ikke fredelig sameksistens mellem stor vandsalamander og klokkefrø. I stedet ses at landskaber opdeles i salamander-levesteder og levesteder for åbentlands-arter som klokkefrø. Det er en illusion, at alle arter kan leve det samme sted.

Der kan dog etableres en klokkefrøbestand ved en løvskov, hvis ynglevandhullerne er så temporære at salamandre ikke formår at formere sig op i vandhullerne. Klokkefrøbestanden ved Knudsskov på Sydsjælland er et eksempel på dette. Når de temporære vandhuller tørrer ud, overgår klokkefrøerne til at leve terrestrisk (pers. obs. K. Fog). I Rusland er der eksempler på fint samspil mellem skov og åbent land på klokkefrøens levesteder. Klokkefrøen overvintrer bl.a. i skov og vandrer til temporære oversvømmelser i det åbne land for at yngle (Garanin 1971, 1977). Prædation og konkurrence spiller en mindre rolle i de store flade oversvømmelser, men i et landskab som det danske hvor oversvømmelser



stort set ikke findes kommer prædation fra de skovlevende salamandre til at spille en for stor rolle.

### **Indavl**

Lav bestandsstørrelse deraf følgende gradvist tab af genetisk variation er en trussel mod klokkefrø. DNA-analyser har vist, at alle danske bestande har nedsat genetisk variation i forhold til større bestande i udlandet. Negative effekter her af vil vanskeliggøre eller forhindre bevarelsen på længere sigt. Det er således afgørende for bevarelsen, at yderligere indavl undgås.

De oprindelige bestande på Hjortø og Enø har begge i tidens løb vist klare tegn på effekter af indavl. Opdræt på bestanden fra Hjortø har vist misdannelser i dele af afkommet, mens andre kuld udviklede sig fint (Briggs et al. 2003). Enøbestanden har lige fra starten af bevarelsesarbejdet i 1988 vist ringe levedygtighed. En af de oprindelige hunner havde således en kromosom-afvigelse som gjorde, at kun ca. 1 % af æggene var levedygtige. Gennem et mangeårigt opdræt i fangenskab har de fleste hunner været ret uvillige til at lægge æg, og afkommet har ikke overlevet i naturen. Graden af indavl var blevet så alvorlig, at bestanden alene af den grund ikke kunne overleve. Bestanden på Enø er dermed uddød, og det er trods årtiers opdræt på bestanden på Hjortø ikke lykkedes at genrejse bestanden.

I forhold til udefrakommende skader eller trusler skal bestandene af klokkefrø i forvaltningsøjemed behandles med den største forsigtighed. De små bestande er i stor risiko for at uddø, hvis tilstanden af yngle- og rastesteder samt terrestriske omgivelser forringes ved anlægsprojekter eller andre faktorer med negativ påvirkning. Årtiers arbejde med bevarelse af klokkefrø har vist, at det er svært at genrejse bestande, og at det kan være endnu sværere at genetablere uddøde bestande (Damm 2022). Myndighederne bør derfor ikke tillade projekter, der kan have en skadelig virkning på klokkefrøbestande.

## **6.6 Generelle og specifikke forvaltningstiltag**

De seneste 40 år har danske biologer arbejdet med bevarelse af klokkefrø i Danmark og senere også i Nordtyskland, Polen, Litauen og Letland. Indsatsen har fokuseret på at restaurere og ny(gen)etablere yngle- og rastesteder og etablere beskyttede, afgræssede naturområder omkring levestederne. Indsatsen har også omfattet opdræt til støtte for eksisterende, svækkede bestande og til etablering af nye bestande. Der er høstet mange erfaringer omkring både indsats for levesteder og for bestande. Indsatsen har været en succes i og med, at den drastiske tilbagegang for klokkefrø der blev set gennem det 20. århundrede, kom til ophør. De fleste bestande er blevet konsolideret på et niveau over truet af akut uddøen. Uden denne indsats ville der formentlig kun have overlevet to klokkefrøbestande, og på et meget lavere niveau end i dag.

Erfaringerne med restaurering og etablering af yngle- og rastesteder samt opdræt og genudsætning kan bruges som basis for at forbedre artens bevaringsstatus. Dog er det væsentlig at forstå, at klokkefrøen ikke er i samme situation som de øvrige danske bilag IV paddearter. Bestandene er få og næsten alle små. Målsætningen er, at alle bestande skal være selvreproducerende og uden risiko for indavl (Damm et al. 2003), men der er ganske lang vej dertil. Det betyder, at der ikke er noget manøvrerum i forhold til tiltag i forbindelse med negative effekter af fx et anlægsprojekt. Situationen i de danske bestande er absolut vanskelig nok uden udefra kommende trusler. De enkelte bestande må ikke påvirkes negativt og tiltag der kan skade bestande i den nuværende situation kan

derfor ikke gennemføres. Det frarådes derfor klart, at der planlægges tiltag såsom erstatningsnatur for at råde bod på udefra kommende trusler. Klokkefrøens aktuelle situation i Danmark er så vanskelig, at tiltag med negativ effekt på bestande, uanset etablering af erstatningsnatur, ikke kan tilrådes.

Der er elementer i klokkefrøens levesteder, som ikke lader sig erstatte. I de danske klokkefrøbestande er enkelte vandhuller bærende for bestandene. Enkelte ynglevandhuller og enkelte fourageringsvandhuller er motor for den samlede bestandsdynamik. Funktionen af sådanne centrale yngle- og/eller rastesteder kan man ikke regne med som en selvfølge at kunne erstatte et andet sted. Et andet væsentligt aspekt er tid. Som hovedregel er nygravede vandhuller ubrugelige for klokkefrø i en årrække indtil den rette vegetation og struktur heri har indfundet sig. Indtil da vil nye vandhuller henligge ukoloniserede (pers. obs. K. Fog og N. Damm). Der er dog særlige forhold som gør, at nyopståede vandhuller i visse tilfælde kan fungere som ynglesteder. Hvor nye vandhuller graves på steder uden vandplanter, fx på en mark med leret jordbund og tør overflade kan der gå fem år før vegetationen er tilstrækkeligt tæt til at klokkefrøen koloniserer vandhullet og yderligere fire år før der registreres ynglesucces (pers. obs. N. Damm). Hvor vandhuller graves i tørlagte lavninger med tørvejord eller gammelt sediment efter et vandhul eller periodisk oversvømmelse kan kolonisation forekomme efter få år og ynglesucces efter fem år (pers. obs. N. Damm). Hvor vandhuller graves i periodisk oversvømmede lavninger med eksisterende akvatisk vegetation eller graves ved udvidelse af eksisterende vandhuller kan kolonisation og ynglesucces forekomme efter få år (pers. obs. K. Fog og N. Damm). Erfaringsmæssigt er klokkefrøen relativt længe om at kolonisere nye vandhuller. Det er et andet aspekt af, at klokkefrøen har en lav spredningsevne.

De danske bestande ligger helt eller delvist inden for Natura2000-områder, hvor klokkefrøen er en del af udpegningsgrundlaget. Her gælder særlige krav til administration og planlægning. En del af de danske Natura2000-områder er dog udpeget alt for små til at beskytte den udpegede bestand og det areal, som bestanden har brug for, til at kunne opnå gunstig status (Briggs et al. 2003). Hvor en del af en klokkefrøbestand forekommer udenfor et Natura2000-område, er den samlede lokale udbredelse at betragte som værende en del af en metapopulation, som er nødvendig for artens overlevelse i det pågældende Natura2000-område. En skade på en del af en klokkefrøbestand, beliggende udenfor et Natura2000-område er derfor at regne som en skade på udpegningsgrundlaget for Natura2000-området. Det vil ikke være tilstrækkeligt blot at tænke på at bevare spredningskorridorer, der sikrer intakt forbindelse tilbage til kernebestanden i Natura2000-området.

De danske bestande er ikke i gunstig status, og for at opnå den ønskede status er det nødvendigt i langt højere grad at skabe sammenhæng mellem forekomster i landskabet. Altså reduceret fragmentering er målet, hvor et anlægsprojekt typisk vil have den modsatte effekt.

Ændringer, der indebærer, at sammenhængende bestande i realiteten opsplittes i adskilte bestande, bør ikke accepteres, da endnu ingen sammenhængende klokkefrøbestande i Danmark er store nok. Ændringer, der indebærer at fragmenterede bestande aldrig kan opnå at blive sammenhængende i en gunstig status er meget negative og kan på længere sigt være medvirkende til en bestands uddøen. Ved vurdering af konsekvenser af en ændring (fx anlægsprojekt) bør der derfor inddrages en analyse af, om bestandens muligheder for at opnå gunstig status i et endnu ikke koloniseret, men hertil nødvendigt geografisk område, påvirkes negativt. Således kan fx anlæg af en motorvej, der ikke

direkte berører en klokkefrøbestands levesteder have en negativ effekt på muligheder for at øge bestandens størrelse og dermed muligheder for at redde bestanden på længere sigt.

For at opnå sikkerhed for stabile og levedygtige bestande er målsætningen for hver dansk klokkefrøbestand en bestandsstørrelse på mindst 1.000-2.000 kønsmodne individer (Damm et al. 2003). Redskabet hertil er etablering af store, velegnede levesteder og at gøre det inden den genetiske variation i de overlevende bestande bliver for ringe til at klokkefrøen igen kan opbygge store bestande.

Klokkefrøen er blandt de danske paddearter, som det er sværest at (gen)skabe velegnede levesteder for. Således er det væsentligt, at den største rettidige omhu iværksættes i forhold til etablering/restaurering af levesteder.

De bestandsbærende ynglevandhuller på Østfyn, Avernakø, Birkholm, Knudsskov og delvist på Knudshoved Odde er et resultat af restaurering af eksisterende og gravning af nye vandhuller, beliggende i velafgræssede naturområder. Der er dermed historisk belæg for, at det er muligt at etablere nye yngle- og rastesteder for klokkefrø. Historien har dog også vist at det er svært at få nye levesteder gjort tilstrækkeligt velegnede til at opnå en succesfuld kolonisation, og at det tager tid. Historien har også vist, at ikke alle nye og restaurerede vandhuller bliver koloniserede (Fog 1997, Briggs 1997, pers. obs. K. Fog og N. Damm).

Klokkefrøen har en relativt ringe spredningsevne, hvilket bør tages i betragtning ved placering af nye levesteder. Ud fra et forsigtighedsprincip er det i forvaltningsøjemed ubetinget en spredningsafstand på få hundrede m igennem et afgræsset eller udyrket landskab, der skal tages udgangspunkt i.

Nye levesteder kan skabes på "bar mark", men kræver et stort anlægsarbejde (Briggs et al. 2003). Således er de fire vigtigste vandhuller for klokkefrøbestanden på Klintholm gravet i 1990'erne i et fladt terræn. Lettere er det, hvis en bestand genetableres på i et naturområde, hvor landskabet allerede rummer et åbent landskab med en række lavninger, søer og moser med åbent vandspejl. Bestanden på Røsnæs er et godt eksempel herpå. De bestandsbærende ynglesteder på Røsnæs var allerede før udsætningen af klokkefrø til stede i det smukt kuperede landskab med store bløde bakker og søer i lavningerne. Anlægsarbejdet blev her gjort af istiden.

Med udgangspunkt i velfungerende levesteder på Klintholm og Avernak, der er (gen)skabt fra bunden af indenfor de seneste tre årtier, kan der gives retningslinjer for etablering af ny delbestand med forbindelse til og som supplement til en metapopulation. Analysen omfatter areal af naturområde (kun kerneområde af bestand), antal velfungerende vandhuller og deres areal, karakter af afgræsning og typer af terrestriske skjul.

Der er behov for et område på 5-10 ha med en jordbund, hvor det er muligt at etablere et netværk af 6-10 vandhuller. Hvis området er tidligere opdyrket, kan det være nødvendigt at udpine jorden ved at dyrke en afgrøde uden at gøde eller tage slæt. Alternativt kan muldjorden rømmes af. Den naturlige vandstand skal genetableres ved afbrydelse af alle dræn og grøfter. Vandhullerne skal være på mindst 1.000 m<sup>2</sup>, men væsentligt større er væsentligt bedre. Der skal etableres temporære oversvømmelser eller vandhuller med store periodiske oversvømmelser som ynglesteder. Der skal også etableres permanente vandhuller til fødesøgning. Vandhullernes udformning skal tilgodese klokkefrøens

behov for store lavvandede områder. Klokkefrøens vandhuller har en lav og åben vegetation, der er tæt nok til at yde skjul, men også åben nok til at sikre god opvarmning af vandet på solrige dage. Området skal afgræsses med køer med en græsningsintensitet der tilpasses klokkefrøens behov for vegetationsstruktur. Området skal have åbne skrænter eller levende hegn med gamle træer, der indeholder gemmesteder omkring rødderne. Alternativt skal området suppleres med egnede strukturer til overvintring. Der bør ikke være løvskov nær det nye levested for ikke at risikere prædation fra salamandre.

Klokkefrøen lever kystnært på de fleste af dens levesteder og tiltag omkring ynglesteder vil ofte være nødvendige indenfor strandbeskyttelseslinjen. Det er afgørende for bevarelse af klokkefrøen, at den relevante myndighed vil se villigt på at give dispensationer til at grave og restaurere ynglesteder indenfor strandbeskyttelseslinjen.

Klokkefrøens levested er ikke kun vandhullerne og de nærmeste omgivelser, men et større sammenhængende område, der rummer yngle- og rastesteder, spredningsveje og skjulesteder til hele livscyklussen. Hvis et omgivende areal på 10 ha omkring en bestand rummer en stor andel af dyrkede marker, er klokkefrøernes overlevelse væsentlig nedsat (Briggs 1996). Klokkefrøen har større overlevelse på individniveau i større beskyttede naturområder, end i områder med store opdyrkede marker (Briggs 1996). Klokkefrøen har større overlevelse på bestandsniveau i områder, hvor vandhuller er bevaret som del af et større naturfredet landskab end i områder hvor vandhuller er fredet enkeltvis i et ellers ikke beskyttet landskab (Fog 1996).

Fisk i vandhuller på og nær klokkefrøens levesteder bør ubetinget fjernes, fordi tilstedeværelsen af fisk udgør en trussel omkring yderligere spredning via spande. Hvis fisk spredes til større vandhuller eller mindre søer, som er bestandsbærende for klokkefrø, og hvor en fjernelse af fisk er meget bekostelig, kan det medføre en katastrofe for en bestand. Så stands ulykken ved at fjerne fiskene hurtigt og informer lokalbefolkningen om hvorfor.

Afgræsning med de rette arter, racer og, hvad måske er vigtigst, den rette besætning og dyrehold under et passende græsningstryk, er et meget vigtigt redskab til at opnå gunstig tilstand af levesteder. Det handler om at opnå den rette struktur, så et vandhul bliver til et velegnet leve- og ynglested. Uanset valg af græssende dyr er det således, at hvis græsningstrykket er for lavt, kan træer og sumpplanter vokse kraftigt frem og skygge vandfladen, hvorved vandet bliver koldt og uegnet til klokkefrø. Hvis græsningstrykket er for højt, bides alle vandplanter helt ned, bredderne trampes op, og dyrene eutrofierer ofte vandhullet og forringer derved vandkvaliteten (Wederkinch 1988). Når græsningstrykket er tilpas skabes og vedligeholdes en halvåben vegetation i vandhullet og på brinkerne skabes en mikro-mosaik af tramp og kort vegetation med et mylder af små insekter, edderkopper og springhaler.

Hvis indsatsen skal suppleres med opdræt og genudsætning bør det gøres over mindst tre år. Så stor en genetisk diversitet som muligt indsamles fra og den opdrættede yngel udsættes som nyforvandlede klokkefrøer i vandhuller, der for klokkefrø har nået et passende successionsstadium.

Erfaringen fra fire årtiers arbejde med bevarelse af klokkefrø har vist, at det er svært at etablere nye, velfungerende yngle- og rastesteder og meget svært at etablere nye bestande. Klokkefrøens meget vanskelige situation i Danmark betyder at de enkelte bestande ikke må påvirkes negativt. Etablering af erstat-

ningsnatur som tiltag for at råde bod på negative effekter af udefra kommende trusler er derfor ikke en mulig løsning.

## 6.7 Andre forhold relevante for forvaltningstiltag

Alle danske bestande af klokkefrø er helt eller delvist geografisk omfattet af habitatområder. Udover klokkefrø forekommer stor vandsalamander også ofte på udpegningsgrundlaget. Det er kun meningsfuldt at have begge arter på et udpegningsgrundlag, hvis habitatområdet er så stort, at begge arter kan tilgodeses og trives, geografisk adskilt fra hinanden. Ellers vil tiltag til gavn for stor vandsalamander automatisk føre til ringere tilstand for klokkefrø.

## 6.8 Referencer

Andersen, A.M. (1992): Funktion af oprensning og nygravning af vandhuller til Klokkefrø på Fyn og de sydfynske øer. Specialrapport, Biologisk Institut, Odense Universitet.

Briggs, L. (1993): Populationsbiologi hos klokkefrø med særligt henblik på artens bevarelse i Danmark. Specialrapport ved Biologisk Institut, Odense Universitet. 107 pp + appendix 80 pp.

Briggs, L. (1996): Populationsdynamische Untersuchungen an Rotbauchunken Populationen mit verschiedene Landbiotopen. Pp. 32-46 i A. Krone og K.-d. Kühnel (eds.): Die Rotbauchunke (*Bombina bombina*). Ökologie und Bestandssituation. Rana Sonderheft 1. Natur & Text.

Briggs, L. (1997): Recovery of *Bombina bombina* in Funen County, Denmark. Memoranda Soc. Fauna Flora Fennica 73:101-104.

Briggs, L., Fog, K., Ravn, P. og Damm, N. (2003): Consolidation of *Bombina bombina* in Denmark. Final Report, Part II, Project Conclusions. 125 pp.

Briggs, L. og Damm, N. (2004): Effects of pesticides on *Bombina bombina* in natural pond ecosystems. Pesticides Research. Danish Environmental Protection Agency.

Damm, N., Briggs, L. og Fog, K. (2003): Overordnet Forvaltningsplan for Klokkefrø i Danmark", under LIFE-projektet "Sikring af Klokkefrø i Danmark" 1999-2003.

Damm, N. (2022): Forvaltningsplan for klokkefrø på Fyn og i det Sydfynske Øhav.

Filoda, H. (1981): Das Vorkommen von Amphibien in Fischgewässern des östlichen Teils Lüchow-Dannenberg. Beiträge zur Naturkunde Niedersachsens 34: 185-189.

Fog, K. (1991): Klokkefrøerne på Enø. Rapport for 1989 og 1990. 47 pp.

Fog, K. (1996): *Bombina bombina* in Dänemark – Verbreitung, Bestandssituation und Lebensweise. Pp. 123-131 i A. Krone og K.-d. Kühnel (eds.): Die Rotbauchunke (*Bombina bombina*). Ökologie und Bestandssituation. Rana Sonderheft 1. Natur & Text.

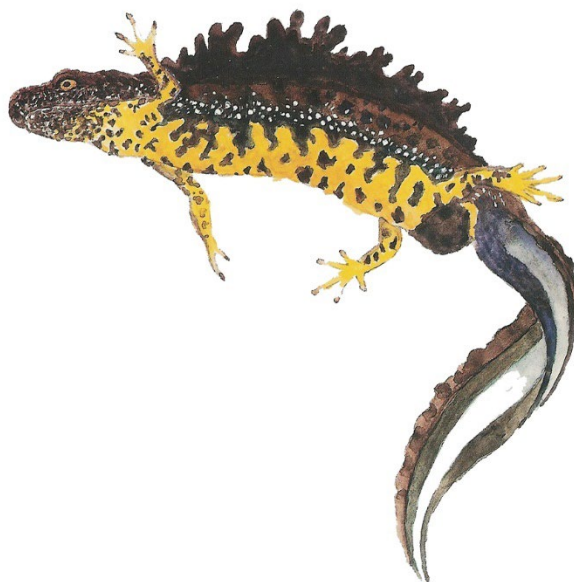
- Fog, K. (1997): A survey of the results of pond projects for rare amphibians in Denmark. *Memoranda Societatis pro Fauna et Flora Fennica* 73 (3/4): 91-100.
- Fog, K., Schmedes, A. og de Lasson, D.R. (1997): Nordens padder og krybdyr. Felthåndbog, G.E.C. Gad's forlag. 366 pp.
- Fog, K., Christiansen, D.G. og Briggs, L. (1999): Klokkefrø, *Bombina bombina*. Pp. 79-109 i P. Wind et al.: Overvågning af rødslitede arter 1998. Arbejdsrapport fra Danmarks Miljøundersøgelser, Miljø- og Energiministeriet, nr. 110.
- Garanin, V.I. (1971): K ekologii krasnobrjukhoj zjerljanki. Pp. 94-104 in: Prirodnye resursy Volzjsko-Kamskogo kraja. vol 3. Kazan'.
- Garanin, V.I. (1977): K izutjeniju migratsij amfibij. Trudy zoologitjeskogo instituta akademija nauk SSSR 74: 39-49.
- Garanin, V.I. (1983): Zemnovodnye i presmykajusitjesja Volzjsko-Kamskogo kraja. Izd. Nauka.
- Hauswaldt, S., Stuckas, H. og Pfautsch, S. 2006: genetische Analyse baltischer Populationen der Rotbauchunke *Bombina bombina*. Projektleiter: Prof. Dr. Ralph Tiedemann, Institut für Biochemie und Biologie, Lehrstuhl für Evolutionsbiologie / Spezielle Zoologie, Universität Potsdam
- Krasavtsev, B.A. (1938K): K biologii krasnobrjukhoj zjerljanki. Priroda 1938(5): 90-95.
- Lehmkuhl, J.F. (1984): Determining size and dispersion of minimum viable populations for land management planning and species conservation. *Environmental Management* 8 (2), pp. 167-176.
- Mossin, J. (1988): Ferrous Iron oxidizing bacteria as a food item for Danish *Bombina bombina* tadpoles at Knudshoved Odde near Vordingborg. *Memoranda Soc. Fauna & Flora Fennica* 64 (3), pp. 116-118.
- Pfaff, J.R. (1943): De danske padder og krybdyrers udbredelse. *Flora & Fauna* 37, pp. 49-123.
- Pikulik, M.M. (1985): Zemnovodnye Belorussii. Nauka i Tekhnika, Minsk. 191 pp.
- Schneeweiss, N. og Schneeweiss, U. (1997): Amphibienverluste infolge mineralischer Düngung auf Agrarflächen. *Salamandra* 33 (1): 1-8.
- Siegismund, H.R. (1993): Naturbevaring og genetik. 99 pp. Nord 1993:6. Nordisk Ministerråd.
- Søgaard, B. og Fog, K. (2018): Overvågning af klokkefrø *Bombina bombina*. Teknisk anvisning til intensiv overvågning. DCE, Aarhus Universitet.
- Wederkinch, E. (1988): Småvandhuller – om bevaring, pleje og nygravning. Skov- og Naturstyrelsen.
- Wilkens, H. (1979): Die Amphibien des mittleren Elbetals: Verbreitung und Ökologie der Rotbauchunke. *Natur und Landschaft* 54: 46-50.

## 7 Stor vandsalamander

### *Triturus cristatus*

Af Martin Hesselsøe, Lars Christian Adrados, Lars Briggs og Per Klit Christensen

**Figur 7.1.** Stor vandsalamander (tegning: Kåre Fog).



### 7.1 Status

Stor vandsalamander er udbredt i det meste af Danmark. I store dele af Vest- og Nordjylland forekommer den kun meget sporadisk eller mangler helt; særligt i områder vest for israndslinjen. I de østlige dele af landet er den meget almindelig og kan forekomme overalt. Tidligere gik arten meget tilbage. I nyere tid er der kun svag tilbagegang. Der er ikke datagrundlag for at vurdere nuværende tilbage- eller fremgang. Arten er sårbar over for både påvirkning af vandhuller og af levesteder på land. Det må anses som nødvendigt at undersøge forekomst af stor vandsalamander i størstedelen af landet, hvor anlægsprojekter eller lignende berører ferske vådområder eller omgivelser nær ferske vande.

### 7.2 Levevis

Salamandrene begynder af bevæge sig yngleområderne om foråret når nattemperaturerne er over 5 °C. Vandringsperioden kan begynde i marts og vil normalt kulminere i starten af april. Når salamandrene forlader overvintringsstedet, søger de oftest mod laveliggende områder for at finde frem til fugtige lavninger og søer med egnede ynglesteder (Czelot 1931). Der er meget lidt viden om salamandrenes orienteringsevne. Dog tyder nogle undersøgelser på, at lugten fra ynglevandhullerne har betydning for orienteringen, og at denne lugt kan registreres af dyrene i en afstand på omkring 200 m (Sinsch 2007). Der er også tegn på at salamandrene tiltrækkes til ynglevandhuller på baggrund af kvækning fra paddearter som foretrækker ynglesteder af samme type som salamandrene (Jehle et al. 2011). Det er også vist at særligt de unge dyr følger duftspor i landskabet som de ældre dyr efterlader. Disse spor hjælper ofte dyrene til at finde skjulesteder under vandringen (Hayward et al. 2000). Normalt følger de tilvandrede salamandre spredningskorridorer som bevoksninger og skovområder (Jehle et al. 2011).

Stor vandsalamander yngler i vandhuller af meget forskellige størrelser og typer. Det er ikke unormalt at finde den i vandhuller på under 100 m<sup>2</sup>. Arten kan findes ynglende i vandhuller under tilgroning, men der skal være sol på næsten hele vandfladen for at bestanden kan klare sig på længere sigt. Det optimale er, at der er skygge på under 10 % af vandfladen, og ved skygge på over 20 % af vandfladen er der tydeligt færre larver (Thiesmeier og Kupfer 2000).

Som hovedregel har arten ikke ynglesucces i vandhuller med hundestejler og andre fisk (Rannap og Briggs 2009). Nogle steder gør lavvandede bredzoner og tæt undervands- og flydebladsvegetation det muligt, at nogle af larverne kan gemme sig for fiskene. Den kræver forholdsvis rent vand. Stor vandsalamander er som regel meget stedfast i forhold til ynglestedet.

Hunnerne producerer 200-400 æg pr sæson i perioden april-juni (Jehle et al. 2011). Æggene klistres et ad gangen til foldede vandplanteblade. Tilstedeværelse af egnede æglægningsplanter som manna-sødgræs, forglemmigej eller mynte er essentiel for æglægningen (Rannap og Briggs 2009). Som for alle andre padder er der en lav overlevelse fra æg til juvenile dyr som er rapporteret at variere mellem 0,1 og 9,9%, i gennemsnit 3,6 % (Thiesmeier og Kupfer 2000).

Larverne ses i ynglestederne få uger efter æggene er lagt. De kan findes fra april til september. Store larver kan overvintre i vandhullerne og nå forvandlingen hen på foråret/først på sommeren det følgende år. Det kan især forekomme i vandhuller, der ikke bliver varmet tilstrækkeligt op på grund af overskygning, men det kan også forekomme i velegnede ynglesteder med store bestande. Dette anses som en tilpasning til særligt ringe forhold. Fx dårlig adgang til føde eller lave temperaturer. Lavernes føde er dafnier, vandlopper og muslingekrebs, samt små myggelarver (Fog et al. 1997, Thiesmeier og Kupfer 2000).

I modsætning til næsten alle andre paddearter, opholder en stor del af de nyforvandlede salamandre sig i lange perioder i vandhullerne medens nogle opholder sig på land, hvor også de voksne findes igennem dele af året (Jehle 2000). Stor vandsalamanders levesteder og rasteområder på land ligger oftest nær vandhullet, hvor der er gode skjulesteder (grene, sten, o. lign.), gerne med store mængder af dødt ved under naturligt henfald. Størstedelen af bestanden opsøger levesteder inden for få hundreder meter, men enkelte individer kan vandre op mod 1 km (Jehle 2000).

Stor vandsalamander har to slags sommerlevesteder: I vand og på land. Ynglevandhullerne fungerer altså også som levested for de kønsmodne salamandre i dele af sommerperioden. Dybe, kolde eller næringspåvirkede vandhuller kan godt være sommerlevested, selv om de ikke er egnede som ynglested. I modsætning til næsten alle andre paddearter, opholder en stor del af de nyforvandlede salamandre sig i lange perioder i vandhullerne (Jehle et al. 2011).

Afhængigt af mange lokale forhold opholder salamandrene sig ca. 2/3 af deres liv på land. Vores kendskab til dyrenes liv på land er begrænset og er i vidt omfang baseret på anekdotisk viden fra tilfældige observationer (Jehle 2000).

Salamandrene vandrer fra ynglestederne på fugtige nætter, hvor risikoen for udtørring af dyrenes hud er lav. Spredningen fra ynglestederne til levesteder på land er typisk omkring 100 m pr vandringsnat. De maksimale vandringsafstand som er registreret er > 1 km, men dette anses som meget sjældent. Langt de fleste dyr vil finde rasteområder få 100 m fra ynglevandhullerne. Fx er det



med radiomærkning vist at 50% opholdt sig inden for 15 m fra ynglestedet, mens 95% opholdt sig inden for en radius af 63 m fra ynglestedet (Jehle 2000).

De foretrukne rasteområder på land er især i skovområder, under stammer med råddent træ, sten, døde blade og i musehuller. Dyrene foretrækker rasteområder i levende hegn frem for fx afgræssede områder (Jehle 2000). Dyrene foretrækker ofte områder der i forvejen anvendes af andre salamandre (Czeloth 1931) og dyrene samles ofte i separate grupper af hanner eller hunner (Jehle 2000).

Stor vandsalamander lever især af regnorme, snegle, insekter og insektlaver (Fog et al. 1997, Jehle et al. 2011). I vand efterstræber stor vandsalamander i særlige grad æg af frøer og tudser (pers. obs. L.C. Adrados) og det er påvist at voksne individer af stor vandsalamander ofte æder haletudser af forskellige andre paddearter (Jehle et al. 2011). Salamandrenes fjender er fugle, fisk, pattedyr (fx spidsmus) og krybdyr (fx snog) (Fog et al. 1997, Jehle et al. 2011).

Overvintring sker under frostfri forhold normalt på land (Jehle et al. 2011) men kan også ske på bunden af ynglevandhullerne (Veit 1996). Som nævnt ovenfor, så kan store larver i nogle tilfælde også overvintre i vandhullerne, særligt hvis ynglelokaliteten er overskygget. Hvad der bestemmer om overvintringen sker på land eller i en sø er ikke yderligere belyst, men det er veldokumenteret at overvintringen normalt sker på land. Meget tyder tillige på, at overvintringen normalt finder sted i og omkring de rastesteder, som dyrene opsøger på land uden for yngletiden. Der er dog også studier som peger på, at dyrene sidst på efteråret flytter sig til overvintringssteder meget tæt på ynglestederne (Blab og Blab 1981). Som velegnede overvintringssteder peges der på rådne træstammer, hulrum i jorden fx under store sten, kældre mm hvor dyrene ofte samles i grupper på op til 70 individer (Kuzmin 1995). Ved ældre især landejendomme, er der en del observationer af overvintring bag stenfundamenter (pers. obs. L.C. Adrados).

### **Levested gennem hele livscyklus for alle livsstadier**

Stor vandsalamander forekommer primært i de levesteder som opsummeres i det følgende. Det må understreges at alle artens levesteder skal være til stede inden for en kort afstand omkring ynglestedet (100 m). Derudover skal der være forbindelse til andre egnede levesteder længere væk inden for ca. 500 m for at undgå isolation af bestanden (Rannap et al. 2009b).

Artens overordnede ynglehabitater er alle typer søer og temporære søer, fx 2190 Klitlavning, 3110 Lobeliesø, 3130 Søbred med småurter, 3140 Kransnålalgesø, 3150 Næringsrig sø og 3160 brunvandet sø.

Fødesøgningsområder er foruden ynglehabitaterne alle typer skovmiljøer, her under bl.a. habitatnaturtyperne: 9110 Bøg på mor, 9120 Bøg på mor med kristtorn, 9130 Bøg på muld, 9150 Bøg på kalk, 9160 Ege-blandskov, 9170 Vinteregeskov, 9190 Stilegekrat, 91D0 \*Skovbevokset tørvemose og 91E0 \*Elle- og askeskov. Særligt benyttes de våde skovtyper som 9160 Ege-blandskov, 91D0 \*Skovbevokset tørvemose og 91E0 \*Elle- og askeskov. Alle våde lysåbne naturtyper, som ikke er påvirket af saltvand, kan også være fødesøgningsområder, dog foretrækker arten normalt områder med træer og dødt ved.

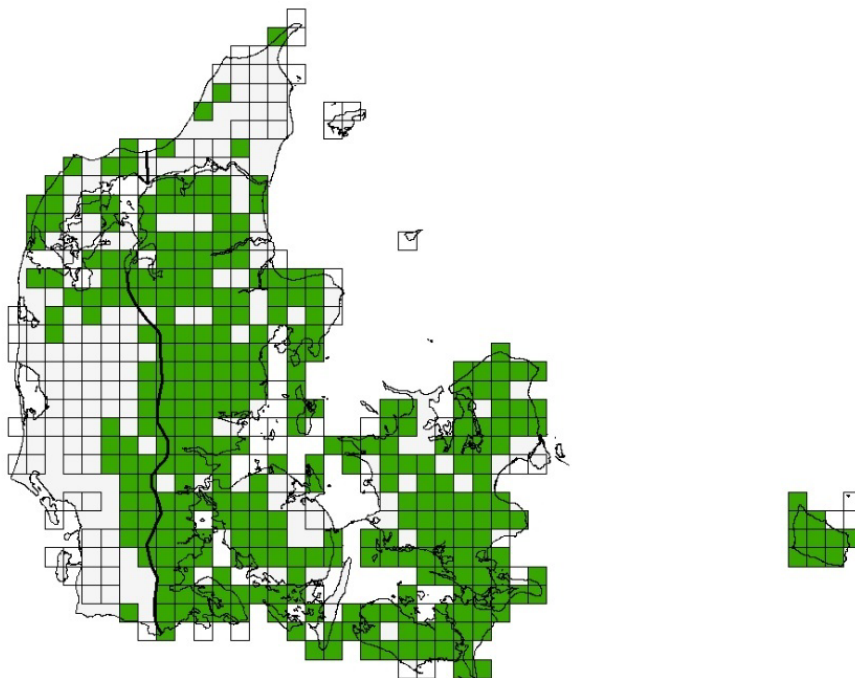
Overvintringsområder kan ikke henføres til naturtyper. Det væsentlige er forekomst af råd stammer, hulrum i jorden, forekomst af store sten (i stendiger eller gamle sylstensfundamenter)

Vandringsområder kan heller ikke specificeres til naturtyper. Det væsentlige er at der ikke forekommer barrierer (som veje, store bygninger, større vandløb mm.) der forhindrer vandringen.

### 7.3 Udbredelse

Forekomst af arten i Danmark inden for de to seneste overvågningsperioder vises her under i 10 x 10 km kvadrater observeret i NOVANA-overvågning.

**Figur 7.2.** Forekomst og udbredelse af stor vandsalamander i kvadrater på 10 x 10 km<sup>2</sup> ved den nationale overvågning fra 2004 til og med 2021. Grøn firkant angiver kvadrat med fund af arten, og åben firkant angiver undersøgt kvadrat uden fund. Grænsen mellem den atlantiske og den kontinentale biogeografiske region er vist på kortet med en sort streg. Figuren viser ikke andre fund af arten i perioden, ligesom figuren ikke viser artens udbredelsesområde.



I NOVANA-overvågningen fra 2004 til og med 2021 er stor vandsalamander fundet i mange kvadrater. Vær opmærksom på, at der i den ekstensive NOVANA overvågning eftersøges yngel typisk 4 steder for arten i hvert 10 x 10 km<sup>2</sup> kvadrat. Det betyder at hvis en større del af et kvadrat er egnet for stor vandsalamander, er det meget sandsynligt, at den findes ynglende flere steder end de undersøgte. Indberetninger af registreringer om fund af arten kan findes ved opslag i arter.dk og naturbasen.dk.

Stor vandsalamander er overvejende udbredt øst for israndslinjen og meget spredt forekommende i Vendsyssel. Stor vandsalamander har været i tilbagegang i hele landet. I perioden fra 1940'erne til 1980'erne forsvandt arten fra ca. 55% af dens tidligere lokaliteter (Fog et al. 2019).

#### Spredningsevne

Spredningsevnen for stor vandsalamander er flere gange undersøgt i forbindelse med forvaltningstiltag, hvor koloniseringen af nyetablerede ynglesteder for arten er undersøgt. Barker og Halliday (1999) fandt ingen kolonisering af nye yngle lokaliteter i England, som lå > 400 m fra eksisterende bestande.

Tilsvarende dokumentation findes fra Danmark hvor der er talrige eksempler på kolonisering af nye vandhuller beliggende 20-200 m fra det oprindelige ynglested, flere eksempler på kolonisering af vandhuller 400-580 m fra eksisterende ynglesteder (Christensen 2020), mens der kun er enkelte eksempler på kolonisering op til 800 m fra det oprindelige ynglested (Rannap og Briggs 2009, Rannap et al. 2009c).

## 7.4 Registrerings- og overvågningsmetodikker

Stor vandsalamander kan registreres på følgende måder:

- Visuel optælling af ynglende dyr
- Optælling af fødesøgende dyr
- Optælling af lagte æg
- Optælling af larver ved ketsjning
- Optælling af antal nyforvandlede salamandre
- DNA-undersøgelser

De voksne dyr kan fanges med ketsjer om foråret eller sommeren, eller de kan registreres i vandet med lommelygte om natten. De kan være svære at registrere, da de kan opholde sig meget nær bunden på dybt vand. Salamanderne kan iagttages på lavt vand under parringsspillet, eller man kan vente på, at de på dybere vand kommer op til overfladen efter luft. Iagttagelse er kun mulig i klarvandede vandhuller, hvor vandoverfladen ikke er dækket af vegetation.

På land kan salamandrene om dagen eftersøges på rastestederne ved forsigtigt at vende træstykker, sten og lignende. Man kan evt. udlægge kunstige skjulesteder for at lette påvisning af forekomsten. Om natten kan man eftersøge vandrende eller fouragerende salamandre.

Eftersøgning af voksne salamandre i vandet kan i princippet foregå i hele perioden fra april til september, men det bedste tidspunkt er i april - maj, hvor flest dyr opholder sig i vandet. Den sikreste registrering af ynglesucces, sker ved at fange larver i perioden fra midten af juni til midten af juli. Arten kan dog eftersøges frem til september, men finder man den ikke, kan det være fordi al yngel allerede er forvandlet og gået på land. Dokumentation af stor vandsalamander bør derfor omfatte mindst to besøg ved vandhullerne i løbet af en sommersæson.

Der henvises til detaljer i teknisk anvisning (Søgaard et al. 2018). Udover de metoder som anbefales i tekniske anvisning, så kan følgende metoder anvendes alene eller i kombination med metoderne der fremgår af den tekniske anvisning.

Registrering af æg: Artens æg kan eftersøges i vegetationen. Dette er en yderst effektiv metode hvis inventøren er trænet til at genkende æggene (Rannap og Briggs 2009).

Fælde i vandet: Fælde fangst kan anvendes til overvågning af stor vandsalamander. Fælde skal tilses dagligt for at dyrene ikke skades. Fælde kan være flasker ("Newt Bottle Traps") eller nylonnet, der anses som den mest effektive fældetype (Madden og Jehle 2013). Der er ikke mange erfaringer med fældefangst af stor vandsalamander i Danmark. Generelt er det erfaringen fra Danmark, at metoden ikke effektiv, hverken i forhold til succesrate eller tidsforbrug. Yderligere er der risiko for, at de salamandre der fanges, i fælde bliver fortæret af rovinsekter som fx vandbiller uanset at de tilses to gange i døgnet (pers. obs. L.C. Adrados). Metoden har dog været anvendt med nogen succes til at supplere fangst med ketsjer ved flytning af bestande fra vandhuller, som efterfølgende skal nedlægges (pers. obs. M. Hesselsøe). Fældefangst vil kræve dispensation fra artsfredningsbekendtgørelsen.

Fælde og kunstige skjulesteder på land: Fælde på land kan anvendes til at undersøge hvor dyrene spredes og færdes på land. Fældefangst på land vil også

kræve dispensation fra artsfredningsbekendtgørelsen. Som alternativ til fælder kan plader, fliser, sten og lignende anvendes som kunstige skjulesteder, som salamandrene ofte vil opsøge under natlige vandringer. Dyrene vil da kunne findes om dagen ved at løfte de kunstige skjulesteder.

DNA-spor fra stor vandsalamander i vandet kan detekteres med flere forskellige metoder. eDNA har været anvendt som rutine metode til eftersøgning af stor vandsalamander i England siden 2014 (Biggs et al. 2014). DNA-metoderne har også været anvendt flere gange til at eftersøge vandhulsorganismer i Danmark (Hesselsøe et al. 2015, 2017, 2019a, Agersnap et al. 2017). DNA-metoderne kan i hovedsagen anvendes til at påvise forekomst af en eftersøgt art. Hvis der kun tages én vandprøve for at eftersøge DNA spor af stor vandsalamander kan et negativt resultat ikke anvendes til at afvise artens forekomst i en bestemt sø.

## 7.5 Trusler mod arten

Trusler mod arten kan opdeles i tre kategorier:

- Ødelæggelse af yngleområder
- Ødelæggelse af rasteområder
- Anlæg af veje og byggeri

### Ødelæggelse af yngleområder

Ud over egentlig opfyldning af ynglevandhuller er stor vandsalamander følsom over for bebyggelse i omgivelserne, øget trafik, overgødskning, tilgroning, overskygning, forekomst af fisk samt andehold.

Udsætning af ænder, fisk og andre dyr: Udsætning af blot ét andepar i et vandhul på 500 m<sup>2</sup> er nok til at næsten ingen salamanderyngel overlever; ved et større antal ænder forsvinder salamandrene helt (ARG 2010, Wiberg-Larsen et al. 2000). Andehold kan desuden betyde en permanent forringelse af vandhullet ved eutrofiering.

### Ødelæggelse af rasteområder

Stor vandsalamander benytter ofte løvskove, blandskove eller dybe, skyggede søer som rasteområder. Hvis sådanne ryddes eller fyldes op, kan det skade den lokale bestand.

### Anlæg af veje og byggeri

Stigende vejtrafik er en trussel, da salamandrene bevæger sig langsomt på vejene og selv ved langsom fart ikke opdages af trafikanterne. Hovedparten af bestanden opholder sig inden for 150-200 m fra ynglestedet. På grund af de forholdsvis korte vandringsafstande skal vejen dog gå tæt forbi vandhullerne for at være en alvorlig trussel for den enkelte bestand (inden for ca. 100 m).

Derudover kan fx etablering af veje skabe opsplittning ved, at der bliver for langt mellem de vandhuller, der har ynglesucces.

Stor vandsalamander har en ringe tolerance over for salt, så vejsalt og indtrængen af havvand ødelægger ynglestedet, hvilket der skal tages højde for fx ved vejanlæg med afledning af vejvand.

Der er stor forskel på de potentielle konsekvenser for bestanden afhængigt af hvilken type indgreb et projekt medfører. Det har særlig betydning hvad omfanget af indgrebet har og hvilke levesteder der påvirkes.

Potentielle påvirkninger af individer eller levesteder reduceres med afstanden (English Nature 2001).

Mindre påvirkninger kan ofte imødegås gennem implementering af forvaltningstiltag, som beskrevet i det følgende afsnit.

## **7.6 Generelle og specifikke forvaltningstiltag**

Indledningsvist må det understreges at det vigtigste forvaltningstiltag som er til rådighed, altid er at undgå at projekter påvirker levesteder for arten. Ved projekter som ikke har til formål at forbedre artens levesteder er det næstvigtigste at sikre så stor afstand som mulig fra de områder, der påvirkes, til aktuelle registreringer af arten. Som udgangspunkt må levested og bestand ikke påvirkes.

Ved projekter der potentielt påvirker levesteder for bilag IV arter, særligt anlægsprojekter, er det vigtigt at overvåge effekten af de kompenserende tiltag. Dels med henblik på at opsamle erfaringer og dokumentation til andre projekter. Men særligt med henblik på at tilpasse, vedligeholde og optimere de udførte tiltag, så det sikres, at de vedvarende fungerer efter hensigten. Hvis der er tale om projekter med potentielt stor påvirkning af arten, bør der altid sikres overvågning og opfølgning efter det gennemførte projekt. Uden aktiv opfølgning, overvågning og vedligehold, kan man ikke forvente at tiltagene vil virke efter hensigten.

### **Ynglesteder (akvatisk habitat)**

Hvis et projekt potentielt kan at ødelægge et ynglested for stor vandsalamander så er der tale om en alvorlig påvirkning. Der er omfattende dokumentation for at etablering af nye vandhuller kan gavne stor vandsalamander, hvis etableringen udføres korrekt (Rannap et al. 2009, Williams et al. 1999, Langton et al. 2001, Fog et al. 2019). Hvis det skal gavne den berørte bestand, bør afstanden mellem det gamle og det nye vandhul være under 200 m og aldrig overstige 400 m (Barker og Halliday 1999, Rannap et al. 2009). Erstatningsvandhullerne skal være i nærheden af hinanden (inden for ca. 200 m).

Det bør sikres at et erstatningsvandhul er har en rimelig økologisk funktion for stor vandsalamander, inden det eksisterende ynglested nedlægges. Ynglesteder bør ligge i klynger i landskabet, men god kvalitet af ynglesteder er vigtigere for stor vandsalamanders ynglesucces end tilgængeligheden af flere ynglelokaliteter (Rannap og Briggs 2009). Den relevante indsats er altid afhængig af den lokale bestandssituation.

Erstatningsvandhullerne kan etableres som nye vandhuller, eller ved forbedring af eksisterende vandhuller som ikke i forvejen er egnet som levesteder for stor vandsalamander. Metoder og praksis for forbedring af vandhuller fremgår bl.a. af Vejdirektoratets vejledning (Fog et al. 2015).

**Figur 7.3.** Nyt ynglested for stor vandsalamander etableret i 2010. Fotograferet i 2022 (foto M. Hessesløe).



**Figur 7.4.** Nyt ynglested for stor vandsalamander i Farum (foto: J. Frisenvænge).



### **Rasteområder (terrestrisk habitat)**

Nye levesteder på land er vanskelige at skabe hurtigt, da stor vandsalamander stiller krav om forekomst af skygge, skjulesteder og dødt ved. Eksisterende områder kan dog forbedres ved at udlægge stenbunker samt træ, grene og kvasbunker til naturligt henfald. Levesteder på land kan fx etableres ved genbrug af jord som opgraves ved etablering af vandhuller. Opgravet jord kan blandes med, sten, træstød, grene og anden vedmasse fra træer og buske, for at skabe nye skjulesteder på land.

Der er mange eksempler på hvordan sådanne kunstige levesteder etableres fra projekter i Danmark og fra udenlandske vejledninger. Eksempler på mulige typer af erstatningslevesteder på land kan findes i English Nature (2001).

Det samlede omfang af erstatningslevesteder på land skal tilbyde en økologisk funktionalitet, der som minimum svarer til de påvirkede områder med egnede levesteder på land. Første begrænsning for denne vurdering er, at der ikke findes veletablerede metoder til opgørelse af kvaliteten for landhabitat for stor



vandsalamander. De metoder som findes, er især fokuseret på kvaliteten af yngleområdet (ARG 2010). Dog indgår faktorer omkring tilstand af landhabitat i den levestedsvurdering, som anvendes i NOVANA programmet (Fredshavn og Søgaard 2014). I den sammenhæng tæller det særligt højt, hvis der er adgang til skov, krat og dødt ved i nærheden af ynglestederne (Fog et al. 2011). Der er flere nylige eksempler på, at det er nødvendigt at vurdere og klassificere terrestriske habitater med henblik på at definere det relevante omfang af erstatningsarealer (Fx udført ved vurdering af byggeområde på Amager Fælled og byggeområde ved Højby i Odsherred).

**Figur 7.5.** Eksempel på rasteområde



### Opsplitning af bestande og levesteder

Det bør altid vurderes, om et projekt kan splitte bestande og på den måde bidrage til indirekte forringelser af yngle- og rasteområder.

Hvis en bestand lokalt udsættes for nye trusler i omgivelserne, fx øget dødelighed på grund af nærheden af et nyt vejanlæg eller byggeprojekt, kan levestederne forbedres på begge sider af den nye barriere. Det er veldokumenteret i dansk praksis, at aktive forvaltningstiltag og forbedringer kan modvirke negative effekter fra anlægsarbejde og byggeri (Hesselsøe 2019b).

Vandhuller kan oprenses, eller der kan ryddes skyggende pilekrat. Sådanne tiltag vil normalt gavne arten. Uddybning af ynglevandhuller, som tillader permanent tilstedeværelse af fisk, kan dog være meget skadelig for stor vandsalamander.

Dyrenes ophold på land kan eventuelt forbedres ved, at egnede skjulesteder etableres på den side af vandhullet, der vender væk fra den lokale trussel (udlægning af træstammer og grendynger til naturligt henfald, etablering af sten-sætninger). En langsigtet hjælp er at plante løvtræer, som ikke skygger ynglestederne. Negativ påvirkning af levesteder på land kan i mange tilfælde imødegås ved at plante nye skove, grave nye vandhuller, forbedre kvaliteten af eksisterende vandhuller og skove samt forbedre spredningsmulighederne til isole-rede, men egnede naturområder.

Fjernelse af nuværende spredningsbarrierer, oprettelse af korridorer, opsætning af paddehegn og underføringer er som praksis anført i Cueto et al. (2011) og Vejdirektoratet (2020) og ekstensivering af driften på mellemliggende arealer kan som udgangspunkt også benyttes som kompenserende tiltag. Værdien heraf er dog afhængig af de lokale forhold. Et godt eksempel i Danmark er 10 tunneller og 3 km hegn på Græsted omfartsvej bygget af Frederiksborg Amt, som er Nordens største paddepassage system.

Tiltag bør altid placeres i afstande, der passer til stor vandsalamanders spredningsevne. Det vil sige, at tiltagene ofte må være meget lokale, helst inden for 200 m fra eksisterende ynglesteder.

Hvis et projekt medfører at alle eksisterende ynglesteder for en bestand nedlægges, så bør der som et konservativt skøn etableres mindst det dobbelte omfang og areal af egnede erstatningslevesteder. Det afgørende er at erstatte den økologisk funktion for de lokaliteter som nedlægges. De eksisterende ynglesteder bør derfor ikke nedlægges før de nye har en dokumenteret økologisk funktionalitet, der mindst svarer til dem der nedlægges. For stor vandsalamander kræver det fx, at der er etableret vandplanter i de nye ynglesteder.

### **Genopretningsprojekter**

Ved projekter hvor der ønskes etableret en ny bestand, hvor arten ikke i forvejen forekommer, er det afgørende at donorbestanden holdes skadesløs. Det bedste er derfor, at afvente naturlig kolonisering af nyantalgte lokaliteter, hvis det er muligt. Afstanden kan dog være så stor, at det ikke er realistisk. Kolonisering af nye levesteder kan fremmes med forskellige metoder. Som beskrevet i det følgende er det afgørende, at der altid tages hensyn til donorbestanden. Samtidig må det understreges, at flytning, opdræt mm af alle padder altid vil kræve forudgående dispensation fra artsfredningsbekendtgørelsen.

Eventuel indsamling og flytning af voksne vil som udgangspunkt altid påvirke donorbestanden negativt. Indsamling af æg og opdræt til enten store haletudser, eller bedre, nyforvandlede dyr kan bruges som metode til at etablere en ny bestand som kopi af en eksisterende, uden at påvirke donorbestanden. Der bør som udgangspunkt tilbageføres 15 % af det indsamlede antal æg som opdrættede store haletudser eller bedre nyforvandlede dyr, for at holde donorbestanden skadesløs. Hele den indsamlede diversitet (antal parringer) skal repræsenteres ligeligt ved tilbageførsel til donorbestanden. Der bør indsamles så stor genetisk diversitet (antal parringer) fra donorbestanden som muligt. Ved genopretningsprojekter langt fra donorbestanden, er det væsentligt at respektere lokale/regionale genetiske karakteristika, så den nye bestand etableres med de genetiske karakteristika, som findes lokalt/regionalt.

Hvis donorbestanden er tilknyttet et ynglested der er tilladelse til at nedlægge, så er det vigtigt at så mange dyr som muligt fra donorbestanden flyttes til de nye levesteder, normalt over en periode på flere ynglesæsoner. Det er naturligvis helt afgørende, at de lokaliteter som dyrene flyttes til, er egnede som levesteder for de dyr der flyttes.

### **Naturplejeprojekter**

Hvis en ynglelokalitet for stor vandsalamander er ved at gro til med skyggende træer og dermed ved at blive uegnet som ynglelokalitet for arten. For at bevare



bestanden er det nødvendigt at rydde en række træer, hvor dele af bestanden muligvis overvintrer. Her må hensynet til bestanden vægtes højere end hensynet til det enkelte individ, hvis bestanden på sigt skal overleve. På denne baggrund anbefales følgende generelle retningslinjer, hvor der er den laveste mulige tæthed af dyrene, i de områder der påvirkes. I det følgende angives anbefalede gennemsnitsperioder, der både er afhængig af geografisk placering og vejrmæssige afvigelser fra et normalår:

- Yngletiden (april-juni): De væsentlige dele af bestanden er i perioden koncentreret i og tæt omkring ynglestederne. I denne periode kan indgreb i rasteområder på afstand af ynglestederne derfor udføres.
- Dvaleperiode (november-februar): I den periode kan der laves indgreb i ynglestederne.

Forsætligt individdrab af arter opført på habitatdirektivets bilag IV er ulovligt uden forudgående dispensation, jf. artsfredningsbekendtgørelsens.

### **Bygge- og anlægsarbejde (midlertidige tiltag)**

I forbindelse med anlægsarbejde skal det sikres, at padder ikke fanges i udgravninger eller begraves under gravearbejde. En del af disse problemer kan i nogle tilfælde imødegås fx ved opstilling af midlertidige paddehegn i bestemte perioder, de steder hvor der er størst risiko for at dyrene fanges. Andre muligheder kan være at de dyr der fanges i udgravninger om natten, fjernes eller har mulighed for at kravle væk inden arbejdet fortsætter. Det er vigtigt, at eventuelle midlertidige hegn ikke udgør en hindring for artens vandringer mellem levestederne, ligesom der skal stilles krav om minimum ugentligt tilsyn og effektiv vedligeholdelse af midlertidige hegn, da stor vandsalamander er en eminent klatrer og kan benytte sprækker eller dårlige samlinger til at forcere et opsat hegn (pers. obs. L.C. Adrados, M. Hesselsøe, P.K. Christensen).

Det er ikke altid praktisk muligt at anvende midlertidige hegn. Disse midlertidige hegn skal placeres i forhold til artens yngle- og rasteområder og forventede vandringsruter. Derudover skal arbejdet tilrettelægges, så der ikke arbejdes i dyrenes aktive perioder og dyrenes sæsonbestemte vandringer mellem de kortlagte yngle- og rasteområder. Samtidig skal tiltag på overvintringslokaliteter undgås i perioden for stor vandsalamanders vinterdvale.

### **Driftsfase for veje og byggeri**

Potentielle påvirkninger af stor vandsalamanders bestand i områder der bebygges kan mindskes ved at stille præcise krav til udformning af designmæssige detaljer. Det gælder fx udformningen af kælderskakter, højden af kantsten og maskestørrelse i afløbsriste, så stor vadsalamander ikke fanges.

Rørlagt afvanding af veje undgås i områder med stor vandsalamander, så den ikke fanges i afløbssystemet. Hvis dette ikke er muligt, så bør der findes andre løsninger der hindrer at de fanges i afløbssystemet.

Permanente paddehegn og -underføringer bør etableres de steder hvor der er trafikerede veje nær ynglestederne. Bemærk at det er meget vanskeligt at bygge permanente paddehegn og -passager der fungerer. Det kan lade sig gøre, men kun hvis man nøje følger de erfaringer, der fremgår af de retningslinjer der findes (Cueto et al. 2011, Vejdirektoratet 2020). Det er afgørende for funktionen af permanente paddehegn og -tunneler at elementerne installeres og samles

korrekt. Tiltag skal til hver en tid efterfølgende være fungerende efter hensigten. Uden overvågning og vedligehold af paddehegn og -tunneller vil funktionen ikke blive bibeholdt, men henfalde over tid.

## 7.7 Andre forhold relevante for forvaltningstiltag

Stor vandsalamander lever ofte i vandhuller hvor andre bilag IV-arter også kan yngle. Det gælder dog kun de andre bilag IV-arter, som primært er knyttet til solbeskinnede vandhuller med vandplanter og uden fisk. Forvaltningstiltag der gavner stor vandsalamander kan derfor også ofte gavne ynglemulighederne for følgende andre bilag IV-padderter, hvis de forekommer i samme område: Spidssnudet frø, springfrø, løgfrø, løvfrø og i sjældne tilfælde klokkefrø.

Det er dog samtidig velkendt at voksne individer af stor vandsalamander er rovdyr som ofte æder haletudser af forskellige andre padderter (Jehle et al. 2011). Det er rapporteret at de kan spise haletudser som er helt op til 50 mm lange. Derfor kan en stor bestand af stor vandsalamander holde bestanden af andre padder nede.

Derudover kan flere af invertebraterne på bilag IV også trives godt i de samme ynglesteder som stor vandsalamander: Stor kærguldsmed *Leucorhina pectoralis*, grøn mosaikguldsmed *Aeshna viridis* og Lys skivevandkalv *Graphodeus billeneatus*.

## 7.8 Referencer

Agersnap, Larsen, Knudsen, Strand, Thomsen, Hesselsø, Mortensen, Vrålstad, og Møller (2017): Monitoring of noble, signal and narrow-clawed crayfish using environmental DNA from freshwater samples. PLOS ONE (June 27: 2017).

ARG (2010): Amphibian and Reptile Groups of the United Kingdom: Great Crested Newt Habitat Suitability Index, ARG UK Advice Note 5.

Barker og Halliday (1999): Amphibian colonization of new ponds in an agricultural landscape. Herpetological Journal 9: 55-63.

Biggs, J., Ewald, N., Valentini, A., Gaboriaud, C., Griffiths, R.A., Foster, J., Wilkinson, J., Arnett, A., Williams, P. og Dunn, F. (2014): Analytical and methodological development for improved surveillance of the Great Crested Newt. Appendix 5. Technical advice notes for field and laboratory sampling of great crested newt (*Triturus cristatus*) environmental DNA. Freshwater Habitats Trust, Oxford.

Blab, J. og Blab, L. (1981): Quantitative Analysen zur Phänologie, Erfassbarkeit und Populationsdynamik von Molchbeständen des Kottenforstes bei Bonn, Salamandra 17: 147-172.

Christensen, P.K. (2020): Effektvurdering 2020. Undersøgelse af effekten af indsats for stor vandsalamander i 12 plejede og 9 nygravede vandhuller i Struer Kommune.

Cueto, M., Boesen, P.M., Hansen, W. og Høg, M. (eds. Cueto, M., Henriksen, B. og Ujvári, M.L. (2011): Vejledning, hegning langs veje, anlæg og planlægning. Rapport 309-2011. Vejdirektoratet. 156 pp.

- Czelot, H. (1931): Untersuchungen über die Raumorientierung von Triton. Zeitschrift für vergleichende Physiologie 13: 74-163.
- English Nature (2001): Great crested newt mitigation guidelines.
- Fog, K., Schmedes, A. og de Lasson, D.R. (1997, 2001): Nordens padder og krybdyr. GAD's forlag, 366 pp.
- Fog, K., Adrados, L.C., Briggs, L., Damm, N., Christensen, P.K. og Hesselsøe, M. (2011): Udvikling af tilstands-vurderingssystem for stor vandsalamander og klokkefrø. - Notat udarbejdet for Naturstyrelsen, Amphi Consult. 48 pp.
- Fog, K., Christensen, P.K., Adrados, L.C., Frisenvænge, J., Briggs, L., Hesselsøe, H., Damm, N. og Ravn, P. (2015): Nye ynglesteder for padder og firben ved anlæg af veje. Best practice for bilag IV-arter. Rapport 527- 2015, Vejdirektoratet 2015 (ISBN: 978-87-93184-46-6).
- Fog, K., Adrados, L.C., Andersen, A., Briggs, L., Christensen, P.K., Damm, N., Hansen, L., Hesselsøe, M. and Mikkelsen, K. (2019): Decline and conservation of amphibians in Denmark, In: Amphibia Biology, Status of conservation and Decline of Amphibians (Vol 11): Eastern Hemisphere, part 5: Northern Europe (Heatwole and Wilkinson Eds.) p 149-180.
- Fredshavn, J.R. og Søgaard, B. (2014): Levestedsvurdering for to paddearter. Stor vandsalamander og klokkefrø. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 26 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 88.
- Hayward, Oldham, Watt og Head (2000): Dispersion patterns of young great crested newt (*Tritus cristatus*). Herpetological Journal 10: 29-136
- Hesselsøe, M., Rudkjøbing, V., Iversen, L. og Kielgast, J. (2015): Validation of eDNA for detection of pond-living organisms (In Danish), Report for Danish Nature Agency (22 pp).
- Hesselsøe, M., Larsen, M., Knudsen, S.W., Iversen, L., Møller, P.M. og Hviid, T. (2017): Find beskyttede vandbiller med DNA: Vand & Jord 2017(2) p. 74-76.
- Hesselsøe, M., Thomsen, E., Knudsen, S.W., Møller, P.M. og Bruun, L. (2019a): Find Løgfrø med eDNA. Vand & Jord 2019 (3): 100-102.
- Hesselsøe, M., Frisenvænge, J. og Larsen, M. (2019b): Husk frøerne i den nye by, Vand & Jord 26(5): 96-99.
- Jehle, R. (2000): The terrestrial summer habitat of radio tracked great crested newts (*Triturus cristatus*) and marbled newts (*Triturus marmoratus*). Herpetological Journal (10) p. 137-142.
- Jehle, R., Thismeier, B. og Foster, J. (2011): The Crested Newt -A dwindling pond-dweller (134 pp). Laurenti Verlag, Bielefeld, Germany.
- Kuzmin, S.L. (1995): Die Amphibien Russlands und angrenzender Gebiete - Heidelberg (Spectrum)

- Langton, Brekett og Foster (2001): Great Crested Newt Conservation handbook, Froglife, Haleswoth, UK.
- Madden, N. og Jehle, R. (2013): Farewell to the bottle trap? An evaluation of aquatic funnel traps for great crest-ed newt surveys (*Triturus cristatus*). Herpetological Journal 23, 241-244.
- Rannap, R. og Briggs, L. (2009): Habitat requirements of *Triturus cristatus* in Denmark. In: Protection of the great crested newt -Best Practice (The experiences of LIFE-Nature project "Protection of *Triturus cristatus* in the Eastern Baltic Region LIFE04NAT/EE/000070, Tallin, Ministry of Environment og the Republic og Estonia, ISBN 978-9985-881-69-9).
- Rannap, R., Löhmus, A. og Briggs, L. (2009): Results of pond management in Estonia. In: Protection of the great crested newt -Best Practice (The experiences of LIFE-Nature project "Protection of *Triturus cristatus* in the Eastern Baltic Region LIFE04NAT/EE/000070, Tallin, Ministry of Environment og the Republic og Estonia, ISBN 978-9985-881-69-9).
- Rannap, R., Löhmus, A., Briggs L. (2009b): Niche position, but not niche breadth, differs in two coexisting am-phibians having contrasting trends in Europe. Diversity and Distributions. 15: 692-700.
- Rannap, R., Löhmus, A., Briggs L. (2009c): Restoring ponds for amphibians: a success story. Hydrobiologia 634: 87-89.
- Sinch, U. (2007): Intial orientation of newts (*Triturus vulgaris*, *T. cristatus*) following short and longdistance displacement. Ethology, Ecology & Evolution 19: 201-214.
- Søgaard B., Adrados, L.C. og Fog, K. (2018): Overvågning af padder, Teknisk anvisning til ekstensiv overvågning, Aarhus Universitet, DCE – Nationalt center for miljø og energi.
- Thiesmeier, B. og Kupfer, A. (2000): Der Kammolch. 158 pp. Laurenti Verlag.
- Veith (1996): Kammolch-*Triturus cristatus*. In: Bitz et. al (Eds): Die Amphibien und Reptilen in Rheinland-Pfalz: 97-110 Landau (GNOR).
- Vejdirektoratet (2020): Vejregel: Faunapassager – En Vejledning. Anlæg og Planlægning.
- Wiberg-Larsen P., Fog, K., Ejbye-Ernst, M., Jensen, P. N., Myssen, P. og Franko-Dossar F. (2000): Når sø-miljøet får et rap. – Vand og Jord 7 (3): 90-94.
- Williams, Biggs, Thorne, Bryant, Fox og Nicolet (1999): The Pond Book. A guide to the Management and Creation of Ponds. Oxford (The Ponds Conservations Trust).

## 8 Løgfrø

### *Pelobates fuscus*

Af Per Klit Christensen, Niels Damm, Kåre Fog og John Frisenvænge

**Figur 8.1.** Løgfrø (foto: Per Klit Christensen).



### 8.1 Status

Løgfrøen er en af de paddearter, der er gået mest tilbage. I perioden ca. 1945-1990 forsvandt den fra ca. 97 % af sine levesteder. Visse steder er der udført omfattende vandhulsprojekter, som i bedste fald har stabiliseret forekomsterne, men sjældent ført til fremgang. Arten findes stadig en del steder i Jylland, samt Nordsjælland og enkelte steder på Sydsjælland, Lolland og Falster. Løgfrøen er knyttet til lysåbne naturtyper og det åbne land, hvor den fouragerer og raster, herunder på dyrkede marker. Den stiller krav til at ynglevandhullet er lysåbent, solbeskinnet, har god vandkvalitet, og er fri for fisk.

### 8.2 Levevis

Løgfrøerne vandrer til ynglestederne fra sidste halvdel af marts til lidt ind i maj, på lune regnfulde nætter. Hannerne ankommer til vandhullerne før hunnerne. En periode med tørke i foråret, kan forsinke tilvandringen og lægge en dæmper på hannernes kvækkeaktivitet, indtil der sker et vejrskifte til regn og fugtigt vejr og ny tilvandring af hunner til vandhullerne. Kvækningen foregår afhængigt af vejr og sted fra starten af april til slutningen af maj, undertiden til midt i juni og sjældent til sidst i juni.

Løgfrø kræver fiske- og krebsefrie, lysåbne vandhuller med god vandkvalitet for at kunne opnå succesfuld reproduktion. Ynglesucces forudsætter at der er lavvandede, lysåbne områder eller, at der i de lidt dybere vandhuller med fravær af lysåbne lavvandede bredzoner i stedet er områder med udbredte

forekomster af især butbladet vandaks og typisk svømmende vandaks i vandhullets dybere del. I de mere lavvandede ynglesteder ses oftest udbredt vegetation af manna-sødgræs, vandranunkel og svømmende sumpskærm.

I områder med livskraftige bestande findes oftest en diversitet af flere typer af egnede ynglesteder. Tilstedeværelsen af flere typer af egnede ynglesteder, herunder tidvise vandsamlinger og vandhuller på afgræssede arealer, er vigtige for opretholdelse af livskraftige bestande, hvilket især ses i de kuperede landskaber med dødisrelief eller i randmoræne-landskaber med naturlige lavninger, hvor der jævnlige opstår oversvømmelser fra tid til anden. Ynglestederne ligger typisk i områder med løs sandet jord og med en afstand på mindre end 300 m til lysåbne biotoper med kort vegetation (Jensen 1992).

Løgfrø kvækker især om natten fra omkring en halv time efter solnedgang til ud på natten til kl. 02-03 eller omtrent til daggry. På solrige dage hvor vandtemperaturen når op på mindst 15 °C, kvækker de også fra midt eller sidst på formiddagen til hen på eftermiddagen. Hannernes kvækkeaktivitet varierer afhængigt af bl.a. vejret og tilvandingen af hunner.

Hunnen lægger sine æg i en eller flere pølseformede gelemasser, hvor æggene ligger i 5-8 længderækker. Ægpølsen er 15-20 mm tyk og er typisk 40 cm lang, men kan ifølge Fog et al. 1997, blive op til 80 cm lang. Antal æg pr. ægpølse kan variere fra 250 til 3400, oftest lidt over 1000 (Fog 1990). Æggene lægges 20-50 cm under vandoverfladen, fortrinsvist omkring plantestængler, undertiden også omkring nedfaldne og nedhængende grene (pers. obs. P. K. Christensen). Hunnerne opholder sig oftest kun i nogle få dage i vandhullet indtil æggene er lagt, medens hannerne kan blive der i flere uger (Hels 2002).

Haletudserne klækker i en størrelse på ca. 4 mm og ses i yngletiden få uger efter at æggene er lagt. Haletudserne bliver ret store, typisk op til 10-14 cm, undertiden større, inden forvandlingen begynder. Når de nyforvandlede løgfrøer går på land, er kroppen 25-40 mm (Fog et al. 1997). Forvandlingen finder typisk sted fra slutningen af juli til slutningen af august, men varierer fra år til år og fra lokalitet til lokalitet.

Mange prædatorer efterstræber haletudserne. Det gælder blandt andet vandlevende rovinsekter, stor vandsalamander, fiskehejre og lille lappedykker, der undertiden kan æde al yngel. Fisk, krebs og unaturligt store forekomster af ænder og gæs optræder også som prædatorer, men i et omfang, en bestand normalt ikke overlever.

De nyforvandlede løgfrøer går på land fra sidst i juni i de helt lavvandede vandhuller og tidvise vandsamlinger men ellers typisk fra slutningen af juli til slutningen af august eller starten af september. De graver sig ned nær ynglestedet og ligger i skjul om dagen og søger føde om natten. For at opnå høj overlevelse, er det vigtigt at der tæt på ynglestedet er egnede rasteområder, med løst sand og muld, hvor vegetationen samtidig ikke er for tæt og typisk med forekomst af lave urter.

I sjældne tilfælde ses overvintrende løgfrøhaletudser i ynglevandhullerne, hvis de ikke har nået at forvandle sig (pers. obs. P. K. Christensen). Der kendes derimod ingen eksempler fra felten eller litteraturen på overvintring af juvenile eller adulte løgfrøer i vandhuller.

Løgfrøen er nataktiv og søger føde efter mørkets frembrud. Føden består af insekter, især af biller. Derudover æder de bænkebidere, tusindben, skolopen-dre, nøgne snegle og snegle med tynd skal og regnorme (Fog et al. 1997).

Om dagen er løgfrøerne nedgravet i løst sand eller muld. De tilbringer en stor del af tiden på land nedgravet, og de bevæger sig om sommeren ofte meget lidt omkring i landskabet.

Forsøg med radiomærkede løgfrøer på Djursland viste, at dyrene igennem sommermånederne opholdt sig i dyrkede marker (Nielsen og Dige 1995). De fleste dage lå løgfrøerne nedgravet i et par cm's dybde, kun dækket af nogle få mm jord. I længere inaktive perioder (mere end 7 dage) lå de noget dybere; ned til 35 cm blev observeret. I de nætter, hvor de kom op af jorden for at søge føde, fouragerede de højst 5 m fra skjulestedet. Vandringer foregik kun i nætter med regnvejr, og vandringsafstanden pr. nat var typisk ca. 20 m og maksimalt 90 m.

Løgfrø er afhængig af at der er en vis dynamik i landskabet, hvor der enten sker en naturlig dannelse af bare sandflader for eksempel ved sandflugt, eller en mekanisk behandling i form af pløjning, harvning eller anden jordbehandling, samt gerne sædskifte hvori afgræsning indgår. Der er dog et paradoks i, at selvom jordbehandlingen sikrer en dynamik med bløtlægning af sand og muld, indebærer den også en trussel mod løgfrøer, som ligger nedgravet i pløjelaget.

På nogle lokaliteter i Nordsjælland har løgfrøbestande haft samme overlevelse i intensivt dyrkede områder som i udyrkede områder på trods af truslen fra landbrugsdriften (pers. obs. K. Fog). På en enkelt lokalitet i Midtjylland overlever en løgfrøbestand i et område med intensivt dyrkede marker. Ellers ses en klar tendens til, at det er vanskeligt at sikre overlevelse af løgfrøbestande i intensivt opdyrkede områder (pers. obs. P.K. Christensen, N. Damm). På Hjerpsted Bakkeø i Sønderjylland har en høj tæthed af egnede vandhuller, afgræsning med især kreaturer og kort afstand til naturområder og andre udyrkede områder, sandsynligvis været en afgørende faktor for opretholdelse af en stor bestand af løgfrø (Christensen 1992). I Holland yngler arten bedst, hvor omgivelserne er udyrkede (Rannap et al. 2015).

I Nordsjælland er der observeret en tendens til lavere bestand af løgfrø i vandhuller, der ligger i folde med rideheste. Forklaringen kan være tæt nedbidning af vegetationen og sammenstampet jord fra hestenes hove, som vil være vanskeligt for nyforvandlede løgfrøer at grave sig ned i. Afgræsning med heste i naturlige tætheder antages på ingen måde at være negativt for løgfrø.

Om vinteren overvintrer løgfrøen nedgravet i en dybde på typisk mellem 0,6 m og 1,5 m i løs sandet jord, hvor dyrene kan ligge beskyttet mod frost (Fog 1990). Der er sandsynligvis størst overlevelse på brakmarker og udyrkede arealer, jordhøje, jorddiger, bakkedrag, klitter og sandskråninger.

Overvintringens ophør og indledningen af forårsvandringen mod ynglestederne er tydeligt korreleret med klimatiske forhold (Nöllert 1990). Opvågningen fra vinterdvalen ophører, når jordtemperaturen er 3,5 °C. Tilsvarende påbegyndes vinterdvalen, når den første nattefrost kommer eller jordtemperaturen falder til 3,5 °C. Når jordtemperaturen er 2-3 °C, ligger dyrene i vinterdvale (Kowalewski 1974).



### Levested gennem hele livscyklus for alle livsstadier

Løgfrøen yngler i et bredt spektrum af vandhuller og vandsamlinger lige fra helt små vandhuller til søer og moser på flere hektar og fra lavvandede, tidvise oversvømmelser og vandhuller, til permanente vandhuller og søer. Løgfrø er fundet ynglende i habitatnaturtyperne 2190 Klitlavning, 3130 Søbred med småurter, 3150 Næringsrig sø.

Løgfrø har gode levesteder i dødislandskaber med sandede, næringsfattige bakker og lysåbne, tørre, soleksponerede skrånninger og skrænter. Løgfrø lever dog også i mere flade landskaber. Levestederne er lysåbne og kan være afgræssede eller ugræssede, men uden mekanisk jordbehandling. Det er afgørende, at levestedet ikke gror til. Den lysåbne tilstand opretholdes lettere i kuperede, stejle landskaber end i flade områder. Udyrkede skel, jorddiger, levende hegn og mindre krat kan være velegnede som raste- og fourageringsområder.

Raste- og fourageringsområderne kan både være udyrkede og dyrkede arealer, fx køkkenhaver, hvor den ofte opdages i forbindelse med optagning af kartofler. En køkkenhave hvor der dagligt fjernes en eller flere toppe er alt andet lige et mere sikkert rasteområde end en stor kartoffelmark, hvor der nu om dage optages kartofler i en helt anden skala og tempo end tidligere.

**Figur 8.2.** Ynglested for løgfrø (foto: Per Klit Christensen).





**Figur 8.3.** Raste- og overvintningssted for løgfrø. Gammel, sydvendt sandtipe, hvor der løbende er fjernet opvækst af træer og buske (foto: Per Klit Christensen).



**Figur 8.4.** Brakmark med overdrevsdannelse. Ideelt raste- og overvintningssted for løgfrø (foto: Per Klit Christensen).



**Figur 8.5.** Brakmark (samme som vist på figur 4) med overdrevsdannelse med stedvis lav vegetation og bart sand. Ideelt raste- og overvintningssted for løgfrø (foto: Per Klit Christensen).

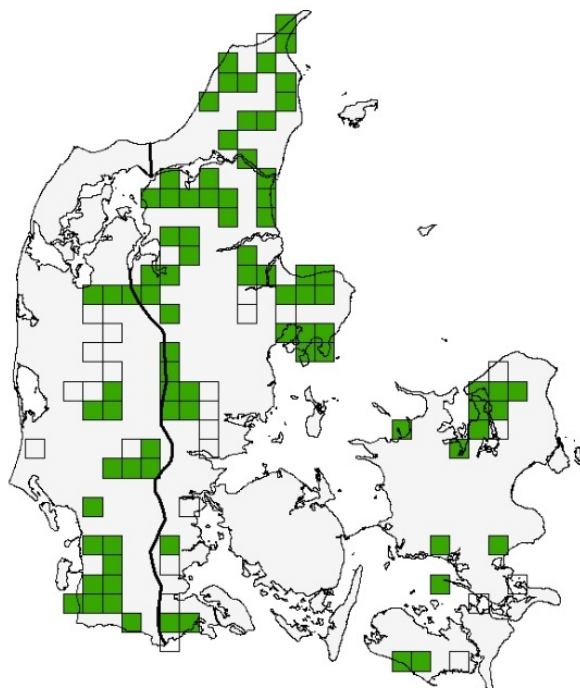




### 8.3 Udbredelse

I Danmark findes løgfrøen i dele af Jylland, på Nordals, i Nordsjælland, Hornsherred, Sydsjælland, Falster og Lolland. Desuden findes arten på Nekselø. Arten er forsvundet fra Amager og menes at være forsvundet fra øer som Mors og Møn (Fog et al. 1997). Da løgfrøen på grund af dens skjulte levevis er vanskelig og relativt tids-krævende at registrere, er dens udbredelse endnu ikke endeligt kortlagt.

**Figur 8.6.** Forekomst og udbredelse af løgfrø i kvadrater på 10 x 10 km<sup>2</sup> ved den nationale overvågning fra 2004 til og med 2021. Grøn firkant angiver kvadrat med fund af arten, og åben firkant angiver undersøgt kvadrat uden fund. Grænsen mellem den atlantiske og den kontinentale biogeografiske region er vist på kortet med en sort streg. Figuren viser ikke andre fund af arten i perioden, ligesom figuren derfor ikke nødvendigvis viser artens fulde udbredelsesområde



I NOVANA-overvågningen fra 2004 til og med 2021 er løgfrø fundet i 86 kvadrater. Vær opmærksom på, at der i den ekstensive NOVANA overvågning eftersøges kvækkende hanner og haletudser i typisk 4 lokaliteter i hvert 10 x 10 km<sup>2</sup> kvadrat. Det betyder, at hvis en større del af et kvadrat er egnet for løgfrø, er det meget sandsynligt, at den findes ynglende flere steder end de undersøgte. Hertil kommer alle øvrige registreringer af arten hvoraf en del kan findes ved opslag i arter.dk og hvis man har samarbejdsaftale med den private naturbasen.dk. Der findes dog fortsat en hel del upublicerede data og data som kun findes i rapporter i papirformat.

I forhold til kortet over NOVANA-overvågningen er der kun få tilføjelser, da overvågningen omfatter de fleste forekomster. På Nordsjælland findes løgfrøen desuden i et kvadrat nord for Arresø, øst for Ramløse. På Als findes løgfrø i yderligere 2 kvadrater på Nordals, henholdsvis ved Mjels og Pøl (Nordborg). Løgfrø er desuden registeret i Bøtø-reservatet i 1990'erne.

Kendskabet til artens udbredelse blev væsentligt øget i forbindelse med Natur og Ungdoms Atlasundersøgelse af padder og krybdyr (Fog 1993). Især med afsæt i de da kendte fund af arten, analyse af jordbundskort, geodætiske kort og orthofotos, blev der i starten og midten af 1990'erne i flere af de jyske amter igangsat eftersøgning af løgfrø, hvilket førte til nye fund af løgfrø i områder hvor arten allerede var kendt, blandt andet ved blandt andet nær Vorbasse (Pedersen et al. 1991) og på Djursland (Jensen 1992). Der blev endvidere fundet flere hidtil ukendte bestande af løgfrø, blandt andet på Hjerpsted Bakkeø

i Sønderjylland (Christensen 1992) og i det daværende Ringkjøbing Amt ved Gejlbjerg, Sandet, Ryde og Sevel Skovby (Christensen 2001).

Der findes sandsynligvis endnu uopdagede forekomster af løgfrø. Det kan være i områder, hvor arten kun er sporadisk eller slet ikke eftersøgt. Inden for eller nær de kendte bestande, kan der ligeledes være oversete forekomster, da der ikke alle steder er foretaget en systematisk kortlægning.

### **Spredningsevne**

På baggrund af en omfattende gennemgang af publicerede feltundersøgelser, konkluderer Fog, at løgfrø sjældent bevæger sig længere væk end 500 m fra deres ynglesteder (Fog et al.1997). Løgfrø er i en undersøgelse fundet op til 1.200 m fra nærmeste ynglested, men andre undersøgelser viser, at de fleste løgfrøer overvintrer få m fra ynglestedet (Glandt 1983).

Forsøg med radiomærkede løgfrøer på Djursland viser, at i de nætter, hvor de kommer op af jorden for at søge føde, fouragerer de højst 5 m fra opgravningsstedet. Vandringer foregår kun i nætter med regnvej, og her er vandringsafstanden per nat typisk ca. 20 m, og maksimalt 90 m. Den totale vandringsafstand tilbagelagt i løbet af nogle måneder var typisk omkring 200 m, og maksimalt 500 m (Nielsen og Dige 1995).

I en fangst-genfangst undersøgelse af løgfrø ved indhegning af 5 vandhuller med løgfrø, fandt Hels (2002) at ganske få hunner besøgte flere vandhuller i løbet af yngletiden, og at en enkelt hun blev fundet i to forskellige vandhuller med en indbyrdes afstand på 500 m (Hels 2002).

### **Koloniseringsevne**

Der er igennem kortlægning og overvågning af løgfrø høstet flere erfaringer om hvor langt væk fra eksisterende ynglesteder, løgfrø er i stand til at kolonisere nye og restaurerede vandhuller og af, hvor lang tid, der kan gå, før der sker en kolonisering. I 1989 blev der på anlagt et nyt vandhul ved Vorbasse på en dyrket mark i en afstand på ca. 400 m til nærmeste vandhul med løgfrø. I 1991 fandtes 2 kvækkende løgfrøer i vandhullet (Pedersen og Vahl 1991 og Pedersen et al. 1991). I 2001 blev der i Gejlbjerg anlagt 2 nye vandhuller med en afstand på hhv. 300 m og 355 m til nærmeste vandhul med løgfrø. Det ene vandhul blev koloniseret af løgfrø i 2005 og det andet i 2006 (Christensen 2021). I Sandet blev der i 2003 anlagt 2 nye vandhuller med en afstand på hhv. 285 m og 422 m til nærmeste vandhul med løgfrø. I 2007 havde løgfrø koloniseret begge vandhuller og i 2015 havde løgfrø koloniseret yderligere 3 vandhuller anlagt i 2007 i samme område med en afstand på mellem 50 – 290 m til nærmeste vandhul med løgfrø (Christensen 2015). Lignende spredningsafstande er set i Vejle Amt 1996-2006 efter et større vandhulsprojekt (Briggs et al. 2008).

I Nordsjælland er bestandene af løgfrø overvåget intensivt igennem adskillige årtier. Der kan laves statistik på løgfrøens kolonisering af nygravede eller oprensede vandhuller fra 2005 og frem. Ud af 79 sådanne vandhuller er 25 blevet koloniseret. For de 22 af disse vandhuller er afstanden fra den formodede moderbestand i gennemsnit 390 m, med en variation fra 100 m til 1.000 m; i et tilfælde er en enkelt han hørt 1,4 km fra nærmeste kendte ynglevandhul (Frisenvænge et al. 2022b).

På Sydlolland nær Kramnitse blev der i 2015 gravet og oprenset i alt 9 vandhuller, hvor løgfrøen ikke levede i forvejen. Seks år senere var kun et af vandhullerne blevet koloniseret, over en afstand på blot ca. 60 m. I samme periode gik løgfrøbestandene i området generelt tilbage, formentlig på grund af de meget tørre forår, dvs. potentialet for kolonisering var meget lille (K. Fog pers. obs.). I det kuperede landskab ved Søgårds Mark i Sønderjylland, viste en foreløbig effektundersøgelse i 2014, at løgfrø allerede da havde koloniseret 15 nye vandhuller anlagt i 2009 (Christensen 2016).

Evnen til at kolonisere nye ynglesteder afhænger af såvel landskabelige som populationsbiologiske forhold. Omkring store bestande, der trives godt, kan forventes flere koloniseringer, mens der sker meget få koloniseringer omkring bestande, der er i tilbagegang. Derfor ses der også forskellige koloniseringsafstande i forskellige undersøgelser og af, hvor langt løgfrø er i stand til at kolonisere nye vandhuller i forskellige områder og bestande

## 8.4 Registrerings- og overvågningsmetodikker

Løgfrøen kan registreres på følgende måder:

- Lytning efter kvækkende hanner
- Registrering af ægpølser
- Registrering af haletudser ved ketsjning eller visuel observation
- Fældefangst og eftersøgning af vandrende dyr på land
- DNA-undersøgelser

For en nærmere beskrivelse af registreringsmetoderne se (Søgaard et al. 2018).

Registrering af løgfrø kan være meget vanskeligt. Arten er nataktiv og tilbringer det meste af tiden i landfasen nedgravet. Den mest effektive måde at påvise løgfrøen på, er ved registrering af hannerne i yngletiden og undertiden ved påvisning af haletudser.

Stemmen er svag, og det er ikke altid muligt at komme inden for hørevidde af de kvækkende hanner. Kvantificering af bestanden ud fra optælling af kvækkende hanner er vanskelig. Haletudserne er dygtige svømmere og svære at fange. Påvisning af løgfrø kræver stor erfaring og gunstige vejrforhold. Generelt skal man være varsom med at godtage negative registreringer på tidligere kendte lokaliteter eller andre lokaliteter, hvor der er en vis sandsynlighed for forekomst af arten. Der foreligger flere eksempler på, at man anså løgfrø for at være forsvundet efter flere års forgæves eftersøgning, men hvor arten alligevel senere er blevet genfundet. Specielt i forår hvor vejrforholdene er ugunstige, kan det være vanskeligt at registrere kvækkende løgfrøer. Med NOVANA-metoden kalkuleres der kun med én lytning pr. vandhul. I de tørre forår 2021 og 2022 var der adskillige tilfælde i både Midtjylland og Nordsjælland, hvor der blev lyttet efter løgfrøer i et vandhul én eller to gange under gode vejrforhold, uden at arten blev hørt. Men senere samme sæson blev der alligevel fanget løgfrøhaletudser i vandet, dvs. arten ynglede faktisk i foråret.

Løgfrø kan undertiden kvække til hen i midten af juni, sjældent til sidst i juni, men normalt kan man kun påregne at høre arten i dens primære yngletid i april-maj. Det er i overvågningssammenhæng mest effektivt at udføre registrering af kvækkende løgfrøer om natten. Registreringen af kvækkende hanner kan udføres enten ved direkte lytning eller med hydrofon.

Hydrofonen er et effektivt hjælpemiddel, men der er dog også vandhuller, hvor direkte lytning er mere effektiv til påvisningen. Især i vandhuller, hvor hannerne kvækker i lavvandede dele med megen vegetation, der bremser lyd-bølgerne. Vandhulsbundens topografi har stor betydning for lyttemetode og tolkningen af resultater.

Selvom det kan være lige så effektivt og sikkert at registrere kvækkende løgfrøer uden brug af hydrofon, er det ikke altid muligt at høre løgfrøerne kvække uden brug af hydrofon, som derfor altid benyttes i professionel sammenhæng til registrering og overvågning af kvækkende hanner. Som regel høres der også flere kvækkende hanner med hydrofonen end uden. Bortset fra de allermindste vandhuller, vil det typisk være nødvendigt at aflytte et vandhul/vandsamling fra flere forskellige positioner rundt langs vandhullets bredder eller et stykke ude i vandhullet med en afstand på mellem 10-15 m pr. aflytningspunkt afhængigt af vandhullets udformning og vegetationens sammensætning. Kvækkende løgfrøer kan i helt klart vand uden vegetation høres ca. 10 m væk med hydrofonen. Jo tættere vegetationen er, jo kortere afstand. I meget tæt vegetation kan de kun høres 1-2 m væk (pers. obs. K. Fog).

De kvækkende hanner kan i de dybere vandhuller sidde på nedsunkne træstammer og grene og kan derfor være tydeligere at høre, end hvis de sidder direkte på bunden. I forbindelse med registrering af kvækkende løgfrøer, kan der undertiden observeres voksne løgfrøer, både dyr i parring og hanner som sidder på bunden og kvækker (pers. obs. P.K. Christensen) men visuel observation egner sig ikke til monitorering af løgfrø.

Senere genbesøg på en lokalitet kan forbedre registreringschancen, hvis arten ikke høres ved første besøg. Fravær af hørt kvækning kan ikke automatisk ligestilles med manglende forekomst, hvis et i øvrigt velegnet vandhul kun er besøgt en enkelt gang.

Eftersøgning af æg kan af erfarne inventører bruges som en supplerende metode til påvisning af løgfrø men metoden egner sig ikke til overvågning af arten. Hansen (2002) peger på, at det er vanskeligt at finde løgfrøens æg og at det i vandhuller med megen flydebladsvegetation og/eller undervandsvegetation, kan være meget vanskeligt at finde æggene.

Eftersøgning af løgfrøhaletudser udføres normalt i juni-juli, mens haletudserne endnu er ret små og forholdsvis talrige, men det optimale tidspunkt for eftersøgning afhænger både af vejret gennem sæsonen og af vandhullerne størrelse og dybde. Når haletudserne bliver store, kan de med fordel oftest blot observeres visuelt. Dette forudsætter, at tilstrækkelig store dele af vandoverfladen kan overskues fra bredden.

Eftersøgning af haletudser kan med fordel planlægges og tilrettelægges ud fra et forhåndskendskab til lokaliteterne fra tidligere års overvågning eller på baggrund af et eller flere forudgående forårsbesøg med registrering af kvækkende hanner samme år.

DNA-spor af løgfrø kan detekteres med flere forskellige metoder. Der skal indsamles en eller flere vandprøver med efterfølgende analyse i laboratoriet. Indsamlingen af vandprøver kræver omhu men kan i princippet udføres af alle (Hesselsøe et al. 2015, 2019). Ved prøvetagning i juni registreres normalt forekomst af haletudser, hvilket forudsætter æglægning og tilstrækkelig overlevelse af æg og haletudser. Sen forekomst af kvækkende/ikke-udparrede

hanner vil dog også kunne afsætte DNA-spor. Metoden kan have sine fordele i forhold til ikke i samme grad som den almindelige overvågning at være vejrafhængig, men metoden kan ikke erstatte den vidensopbygning omkring bl.a. levestedernes tilstand, der sker gennem den traditionelle overvågning af erfarne inventører.

Da de nyforvandlede løgfrøer vandrer væk fra vandhullet straks efter de går på land, er eftersøgning af nyforvandlede dyr ved vandkanten ikke en effektiv registreringsmetode for denne art.

Man skal derfor ikke regne med at kunne kortlægge deres landlevesteder ved eftersøgning af dyr. I perioder med vandringer kan man være heldig at finde de vandrende frøer. De største chancer forekommer på steder med koncentreret forekomst – fx nær overvintringssted, nær ynglevandhul eller ved barrierer som fx paddehegn. På veje nær yngleområder kan det også være muligt at finde overkørte løgfrøer. Vandrende løgfrøer kan registreres mere systematisk ved hjælp af midlertidige paddehegn og fælder. Fældefangst vil kræve dispensation fra artsfredningsbekendtgørelsen.

Ellers bliver løgfrøer på land oftest opdaget ved tilfældig opgravning af frøer i forbindelse med optagning af kartofler i køkkenhaver i de områder, hvor arten findes. Generelt er denne art mindre egnet til overvågning via "borgervidenskab" end andre paddearter, og databaser med "borgerfund" er derfor mindre anvendelige som metode til at finde ukendte forekomster.

## 8.5 Trusler mod arten

Løgfrøen er i alle livsstadier sårbar overfor en række direkte og indirekte trusler rettet både mod den og dens levesteder. Trusler mod løgfrøen omfatter:

- Ødelæggelse af yngleområder
- Udsætning og indvandring af fisk og krebs
- Udsætning og fodring af ænder og gæs
- Mårhund, mink, rotter, fasan og fiskehejre
- Tilgroning, overskygning, eutrofiering
- Jordbearbejdning
- Ødelæggelse af rasteområder
- Skovrejsning og ændret arealanvendelse
- Ændret eller intensiveret landbrugsdrift
- Råstofgravning
- Anlæg af veje og byggeri
- Tekniske anlæg

### Ødelæggelse af yngleområder

Langt de fleste steder ligger ynglestederne nu så spredt pga. lokal uddøen af bestande, at hvert enkelt ynglevandhul har afgørende betydning som yngleområde for den lokale bestand. Ødelæggelse eller beskadigelse af yngleområder kan skyldes direkte opfyldning men også hel eller delvist tørlægning ved uddybning af nærliggende afvandingsgrøfter eller direkte afvanding og fjernelse af ynglesteder. Derudover trues løgfrø af en række påvirkninger af ynglesteder både som følge af naturlige påvirkninger samt af menneskeskabte påvirkninger. Disse gennemgås i det følgende.

### **Udsætning og indvandring af fisk og krebs**

Fisk og krebs, der sættes ud eller spredes til ynglesteder gennem dræn, grøfter eller ved oversvømmelse af vandløb og søer til løgfrøens ynglesteder, er en væsentlig og veldokumenteret trussel mod løgfrø og blandt de hyppigste årsager til, at løgfrø forsvinder fra et ellers egnet ynglested.

Løgfrøens æg og haletudser er meget udsatte for prædation fra fisk. Rovfisk og krebs udgør desuden en trussel mod ikke alene ynglen, men også af de ynglende, voksne løgfrøer (pers. obs. P. K. Christensen). I yngletiden æder græskarper løgfrøens æg når de æder vand- og sumpplanter. Det er afgørende at der i tide sættes ind med fjernelse af fisk i løgfrøens ynglesteder.

### **Udsætning og fodring af ænder og gæs**

Ænder og gæs æder løgfrøens æg når de snadrer i og æder sump- og flydebladsplanter. Vandhullerne eutrofieres og vandkvaliteten forringes væsentligt, når der udsættes og fodres ænder og gæs i stort antal, samtidig med at der sker en ophvirvling af bundmateriale og mineralisering af plantevæksten.

Gentagne udsætninger og fodring af et stort antal ænder i løgfrøens ynglesteder hører til blandt de væsentligste trusler mod arten, og det er afgørende, at der sættes ind i tide med ophør af udsætning og fodring af ænder og gæs, inden funktionen af ynglestederne ødelægges og løgfrøen uddør.

### **Mårhund, mink, rotter, fasan og fiskehejre**

Mårhund og mink antages at udgøre en alvorlig trussel mod løgfrø, hvor disse arter indfinder sig nær løgfrøens levesteder.

Udsætning af fasaner ganske tæt på løgfrøens levesteder kan udgøre en trussel mod rastende løgfrøer. Fodringen kan også indebære et andet problem, nemlig rotter. På Sjælland kendes et tilfælde, hvor en fodertønde til fasaner blev opstillet ikke langt fra vandhullet. Kornet blev dog kun ædt af rotter, som formere sig og dannede en stor koloni. Samtidig forsvandt en stor ynglebestand af løgfrøer totalt, den sidste bestand af arten på egnen. Da rotter vides at kunne æde padder, formodes det at rotterne udryddede bestanden.

Lokalt kan fiskehejre være en alvorlig trussel mod løgfrøens haletudser. Det er særligt i klarvandede, lavvandede vandhuller, hvor fiskehejre kan tage alle haletudser.

### **Tilgroning, overskygning, eutrofiering**

Overskygning fra omkringstående træer og buske eller ligefrem tilgroning med pilebuske af især de mindre og lavvandede ynglesteder, udgør ligeledes en stor en trussel mod løgfrø.

Eutrofiering fra gødskning og tilledning af drænvand fra omkringliggende marker er en alvorlig trussel mod vandkvaliteten i løgfrøens ynglesteder. Et tæt dække af liden eller stor andemad eller trådalger forhindrer æggene i at klække, og haletudserne kan blive filtret ind i trådalger og gå til. Løgfrø undgår at lægge æg omkring stængler af vandplanter med belægnings af trådalger. Problemet er generelt størst i vandhuller som ligger i gryder hvor

overfladevand fra omkringliggende marker kan strømme til eller hvor der bliver ledt drænvand ud i et ellers fint ynglested.

### **Jordbearbejdning**

Da løgfrøerne i sommerhalvåret ofte ligger lige under jordoverfladen og sjældent dybere end 25 cm under jordoverfladen, må man forvente at de skades af jordbearbejdning, herunder harvning, men især pløjning. Dürr et al. (1999) fandt at over 90 % af juvenile løgfrøer døde efter pløjning af en mark. Dyrene lå på ryggen, mest flade af overliggende jord, som var presset ned imod dem. Tidspunkt for jordbearbejdning kan være afgørende for om en bestand af løgfrø kan overleve i et opdyrket landskab. Mindre ændringer i driften kan derfor tænkes at forårsage en bestands uddøen.

Den moderne drift med store marker og store maskiner betyder at meget store arealer jordbehandles samme dag, hvilket betyder, at en bestand kan blive udsat for en meget stor dødelighed ved en enkelt hændelse.

Tidligere var både redskaber og marker mindre og dermed var løgfrøerne mindre udsatte i forhold til landbrugsdriften. En bestand af løgfrøer har således kunnet leve på flere forskellige marker i et mere mosaikpræget landskab. Det har givet en bestand af løgfrøer større mulighed for at overleve jordbehandlingen. Løgfrøen har vanskeligt ved at overleve i intensivt dyrkede landskaber med store marker i modsætning til mosaiklandskaber med mange små marker. Det er derfor vigtigt, at der i de nære omgivelser af ynglestederne er gode og sikre terrestriske levesteder, der holdes lysåbne uden pløjning og harvning i perioden marts-oktober.

### **Ødelæggelse af rasteområder**

Genopdyrkning af braklagte marker omkring og nær ynglesteder, rydning og fjernelse af mindre krat, levende hegn, diger, jordhøje og forhøjninger, samt undertiden fjernelse af midlertidige jordbunker, som har henligget i kortere eller længere tid, kan udgøre en alvorlig trussel mod rastende eller overvintrende løgfrøer.

Dertil kommer skygning af solbeskinnede, sandede skrænter, forhøjninger eller andre potentielle rasteområder enten på grund af tilgroning, tilplantning eller byggeri, ligeledes udgør en trussel mod løgfrø.

### **Skovrejsning og ændret arealanvendelse**

Skovrejsning på lysåbne arealer er en trussel mod løgfrø, da arten raster og søger føde på lysåbne arealer og fordi skov udgør en barriere for artens spredning i landskabet. Dybdepløjning på lysåbne arealer i forbindelse med skovrejsning vil være en alvorlig trussel mod løgfrøer året rundt, både for rastende dyr, dyr under vandring og dyr i dvale.

I de første år efter at der er sket en tilplantning af intensivt dyrkede marker i nærområdet til løgfrøens ynglesteder, kan der kortvarigt ske en forbedring af de terrestriske betingelser for løgfrø, medens træerne endnu er helt små og der stadig findes lysåbne, bare sandflader. Så snart bevoksningen bliver mere tæt, vil de tilplantede arealer blive uegnede som levesteder for løgfrø og udgøre en barriere for spredning mellem aktuelle og potentielle yngle- og rasteområder på hver side af det tilplantede areal. Skovrejsning bør derfor helt



undgås nær løgfrøens ynglesteder og på egnede og potentielle rasteområder i omgivelserne omkring ynglesteder og potentielle ynglesteder. Ved skovrejsning i områder, der udgør oplagte og mulige spredningskorridorer til nye og potentielle yngle- og rasteområder og eventuelle andre forekomster af løgfrø, bør der sikres brede lysåbne korridorer med plads til egnede, nye yngle- og rasteområder gennem de arealer, der påtænkes tilplantet.

Dybdepløjning bør altid undgås i en radius på mindst 500 m omkring løgfrøens ynglesteder og potentielle ynglesteder.

Sammenlignet med tiden lige efter 2. verdenskrig har det danske landskab været under tilgroning med buske og træer og arealet med løvskov er stigende. Høslæt og afgræsning er mange steder ophørt og den naturlige succession ændrer hurtigt landskabets karakter. Den generelle tilgroning af udyrkede områder samt skovrejsning favoriserer paddearter, der lever i højere vegetation og i skov på bekostning af løgfrø. Voksne individer af stor og lille vandsalamander benytter ofte vandhuller og vandsamlinger som levesteder det meste af sommerhalvåret og er meget effektive prædatorer på æg og yngel af løgfrø. Dette er yderligere en årsag til, at skovrejsning nær løgfrøens ynglesteder kan udgøre en trussel imod løgfrø.

I 2009 blev der udført indsatser ved to bestande af løgfrø i Sønderjylland. Den ene bestand ved Potterhus, den anden ved Søgårds Mark. Ved Potterhus blev der nær et eksisterende ynglested for løgfrø anlagt flere nye vandhuller i naturlige lavninger i en juletræsplantage. I foråret 2014 havde løgfrø endnu ikke koloniseret de nye vandhuller ved Potterhus (Christensen 2016), hvor den relativt tætte bevoksning havde en større barriereeffekt for løgfrø end ventet. Derimod havde løgfrø i 2014 koloniseret 15 nye vandhuller, primært anlagt i naturlige lavninger, i et lysåbent landskab ved Søgårds Mark (Christensen 2016).

### **Ændret eller intensiveret landbrugsdrift**

Modsat de fleste andre paddearter kan dyrkede marker have betydning som rasteområder for løgfrøer. Dette medfører, at landbrugsdriften i sig selv får betydning for artens trivsel. Under sæsonvandringerne udgør udspreddning af gødningskorn en alvorlig trussel, da kvælstof og især kalium i gødningskornene trænger igennem paddernes hud og lammer deres nervesystem (Nielsen og Schousboe 1990, Dürr et al. 1999). Om foråret udspreddes gødning fx dagen før første milde, fugtige nætter, hvor løgfrøerne også vandrer.

Driftsomlægning i landbruget fra husdyrhold med afgræsning af naturarealer og græsmarker i omdrift til udelukkende planteavl medfører ofte, at især de mindre vandhuller med tiden vokser til og overskygget af pilekrat og elletræer og at hidtil lysåbne terrestriske rasteområder gror til.

Etablering af produktion af frilandssvin på marker i nærheden af ynglesteder eller mellem flere ynglesteder og rasteområde og spredningsveje, udgør en øget risiko for prædation og kan udgøre en barriere for vellykket spredning for løgfrø.

### **Råstofgravning**

De sandede områder, hvor løgfrøen stadigvæk forekommer, er ofte velegnede til indvinding af råstoffer. Jo mere begrænset løgfrøens udbredelse bliver, des mere sårbare vil bestandene være overfor bortgravning af dele af deres

landlevesteder. Efter endt gravning kan tidligere råstofgrave dog have stor værdi som levesteder for løgfrø, forudsat at de åbne, sandede flader og skrænter bevares ved pleje (Christensen og Briggs 2014). Gravningen kan skabe nye ynglemuligheder, men ikke hvis der efterlades dybe, stejlkantede søer med fisk. Det er vigtigt, at der i råstofvindingsstilladelserne stilles vilkår om at der etableres egnede yngle- og rastesteder til løgfrø og at tiltagene beskrives grundigt i reetableringsplanerne.

### **Anlæg af veje og byggeri**

Trafik og stigende trafik på mindre veje nær yngle- og levesteder er en alvorlig trussel for løgfrø, der bevæger sig langsomt i terrænet og hen over veje. Ved en trafikintensitet på 10.000 biler i døgnet har en krydsende løgfrø en risiko på 60 % for at blive trafikdræbt når den krydser en vej (Hels og Buchwald 2001). I dette skøn er der indregnet effekten af, hvor tæt trafik der er i aften- og nattetimerne.

Anlæggelse af nye veje i områder med forekomst af løgfrø, er en alvorlig trussel mod opretholdelse af en livskraftig bestand, dels på grund af opsplitning af bestanden, opsplitning mellem ynglesteder, opsplitning mellem yngle- og rasteområder og øget trafikdrab af vandrende løgfrøer.

### **Tekniske anlæg**

Permanente eller længerevarende og tilbagevendende vibrationer i jorden nær løgfrøens rasteområder kan muligvis forstyrre rastende løgfrøer. Der bør derfor som udgangspunkt ikke placeres større tekniske anlæg, der kan forårsage vibrationer/rystelser i jorden, nær løgfrøens rasteområder.

## **8.6 Generelle og specifikke forvaltningstiltag**

### **Naturpleje og arealforvaltning**

I landskaber, hvor der hverken årligt eller med få års mellemrum opstår ynglesteder i form af tidvise oversvømmelser og vandhuller i lysåbne landskaber og hvor der ikke er afgræsning med kreaturer omkring vigtige yngle- og rastesteder, vil der løbende være behov for pleje af især ynglesteder men ofte også af rastesteder, for at undgå tilgroning og overskygning med træer og buske. Bedst er det, hvis der årligt sker en slåning af opvækst af træer og buske i bredzonen, så bredzonen forbliver frit soleksponeret.

Desuden vil der med tiden opstå behov for forbedring af vandkvaliteten ved oprensning af næringsrigt dynd, især i vandhuller hvor der sker en nærings-tilførsel fra omkringliggende marker eller i vandhuller, der modtager store mængder blade fra omkringstående træer.

Fjernelse af fisk hører også til blandt de tiltag, der kan være nødvendig for at opretholde en bestand af løgfrøer. Fisk kan spredes til vandhuller gennem dræn og grøfter med forbindelse til ynglestedet, men tilstedeværelsen af fisk skyldes ofte udsætning.

Gødningsfrie randzoner kan være bidrag til at reducere eller direkte hindre tilførsel af næringsstoffer fra marker.

I forvaltningen af løgfrø er det væsentligt at have et aktuelt kendskab til bestandssituationen og tilstanden af artens yngle- og levesteder. Der mangler generelt et aktuelt overblik over artens nationale status og status for de fleste kendte bestande, ligesom der mangler en overordnet forvaltningsplan for arten, herunder ikke mindst midler til at realisere de nødvendige tiltag for at sikre i det mindste nogle af de tilbageværende bestande af arten.

Kendskab til om der er få eller mange individer, hvilke vandhuller arten findes i og eventuelt yngler i og en beskrivelse af vandhullernes tilstand er væsentlige elementer i forbindelse med planlægning af tiltag for arten. I nogle områder er de indsatser der hidtil er gjort for at bevare og sikre bestande af løgfrø løbende blevet overvåget og herigennem er der opnået en erfaring for, hvilke tiltag der har virket og hvilke der ikke har.

Hvis der ikke sker en regelmæssig overvågning og vurdering af effekten af tiltag, mistes muligheden for at foretage en løbende justering af indsatsen og muligheden for at gribe ind i tide, hvis der sker utilsigtede tiltag såsom udsætning af fisk eller krebs i ynglestederne.

Etablering af nye og pleje/genskabelse af lysåbne terrestriske levesteder er ligeledes flere steder en vigtig del af den forvaltningsmæssige indsats, enten fordi der er forsvundet strukturer og elementer i landskabet, typisk ved sammenlægning af marker, eller fordi levesteder er groet til med høje tætte stauder eller træer og buske.

Der er stor forskel på, hvor hurtigt nye vandhuller bliver egnede som ynglesteder til løgfrø. I kuperede landskaber med dødisrelief, kan der i naturlige lavninger enten ved kapning af dræn eller udgravning anlægges/genskabes vandhuller, som hurtigt bliver egnede som ynglesteder til løgfrø. I de lidt mere flade moræne-landskaber fra sidste istid og bakkeøer fra næstsidste istid, hvor der er sandet overjord men ler i underjorden, er det ligeledes relativt nemt at etablere velegnede ynglesteder til løgfrø, som inden for få år bliver egnede som ynglesteder.

Med ganske få undtagelser findes stort set alle løgfrøens levesteder på arealer som er i privat eje og oftest er det i landskaber, der ikke er underlagt fredninger. Forvaltningen af løgfrø er derfor helt afhængig af at der kan skabes forståelse og interesse hos de enkelte lodsejere for at gennemføre de tiltag, der er nødvendige for at bevare og konsolidere de tilbageværende bestande. Det gør imidlertid løgfrøen ekstra sårbar, da et ejerskifte kan betyde, at hvor der før var velvilje og forståelse, ikke længere er det. Det kan dog også gå den anden vej, hvor et ejerskifte medfører, at tiltag der tidligere ikke kunne iværksættes, nu møder forståelse og velvilje. Dette illustrerer, at forvaltningen af løgfrø kan være ret tilfældig og at det kan være vanskeligt at sikre bestande af løgfrø på længere sigt. Der mangler kontinuitet, der kan sikre en langsigtet forvaltning af løgfrø.

Offentlige opkøb af jord eller etablering af dubletbestande gennem opdræt og udsætning på egnede offentligt ejede arealer, kan være en del af løsningen på at sikre bestande af løgfrø i fremtiden.

### **Indsamling og opdræt**

Indsamling og flytning af voksne dyr kan ikke udføres uden at det vil få konsekvenser for den pågældende bestand og bør ikke foregå. Indsamling af æg

og opdræt til enten store haletudser eller bedre, nyforvandlede dyr kan bruges som metode til at etablere en ny bestand som kopi af en eksisterende. Der bør tilbageføres 15 % af de indsamlede antal æg som opdrættede store haletudser eller bedre nyforvandlede dyr for at holde moderbestanden skadesløs ved indsamlingen. Hele den indsamlede diversitet (antal parringer) skal repræsenteres ligeligt ved tilbageførsel til moderbestanden. Der bør indsamles så stor genetisk diversitet (antal parringer) fra moderbestanden som muligt.

### **Anlæg af veje og byggeri**

Direkte ødelæggelse af yngle- og rastesteder i forbindelse med bygge- og anlægsprojekter bør helt undgås. Ved nedlæggelse af yngle- og rasteområder vil det typisk ikke være tilstrækkeligt at erstatte hverken antallet eller arealerne af nedlagte levesteder i forholdet 1:2. Der skal også vurderes, om nedlæggelsen af yngle- og rasteområder medfører større afstande til andre bestande og dermed større fragmentering. Desuden skal der planlægges for flytning af bestanden ved opdræt og genudsætning.

Bygge og anlægsprojekter, herunder ikke mindst vejprojekter, medfører ofte at der sker en opsplitning mellem yngle- og rasteområder, så bestande og forekomster bliver isolerede og måske forsvinder. Der er derfor behov for at der stilles krav om tiltag, der både kan sikre de bestande af løgfrø, der bliver direkte eller indirekte påvirket af et anlægsprojekt.

Det forudsætter et aktuelt kendskab til løgfrøens udbredelse og situation i det område, der berøres af et anlægsprojekt.

Ved anlægsarbejder i nærheden af yngle- og rasteområder, vil det som udgangspunkt altid være nødvendigt at opstille midlertidige hegn der forhindrer løgfrø adgang til anlægsområdet i perioden marts-oktober, som er den periode, hvor løgfrø ikke ligger i dvale. I udgangspunktet vil det desuden altid være nødvendigt at anlægge funktionelle, permanente paddehegn og faunapassager i vejanlæg nær løgfrøens yngle- og rastesteder, dels for at forhindre at dyrene vandrer ind på vejen, dels for at sikre mulighed for fremtidig genetiske udveksling på tværs af vejen. Placering af hegn og paddepassager skal ske på baggrund af Vejdirektoratets vejledning om hegning langs veje. Det er nødvendigt efterfølgende at følge med undersøgelse af funktionalitet af paddehegn og passager. Desuden kan effektundersøgelser af paddetunneller kan vise om de er anlagt korrekt (Iris 2008). Sandede vejskråninger kan være gode levesteder, og der bør ved placeringen af vedvarende paddehegn tages højde for at løgfrø ikke hindres adgang til vejskråninger. Paddehegn bør derfor altid placeres nær vejen.

De forvaltningsmæssige "passive" tiltag i form af paddehegn og -passager er ikke tilstrækkeligt til at afbøde opsplitning mellem ynglesteder og rasteområde, forstyrrelser, øget dødelighed og forringelser af levesteder. Paddepassagerne sikrer, at der kan ske en vellykket spredning på tværs af vejen, men alt andet lige sker der en forringelse af paddernes mulighed for vandring på tværs af den barriere, vejen er.

Hvis der sker en opsplitning af en bestand som følge af en vej vil det for at sikre levedygtige bestande på begge sider af vejen være nødvendigt at etablere et antal nye yngle- og rastesteder, eventuelt suppleret af pleje af vandhuller der ikke aktuelt er egnede som ynglesteder for løgfrø. Etablering af nye

rastesteder kan fx ske ved at udlægge arealer til overdrev, anlægge jorddiger og forhøjninger af sand og muld.

Metoder og praksis for forbedring af vandhuller fremgår blandt andet af Vejdirektoratets vejledning (Fog et al. 2015). Det er meget vanskeligt at opstille generelle retningslinjer for indgreb i og nær løgfrøens yngle- og rasteområder, fordi arten lever så skjult som den gør.

Det vil altid være nødvendigt at foretage en konkret vurdering i forhold til den aktuelle bestandssituation og en undersøgelse og vurdering af yngle- og rasteområde i og omkring det område, der er omfattet af et bygge- eller anlægsprojekt.

I det følgende skitseres relevante hensyn og afværgetiltag i forhold til løgfrøernes livscyklus.

#### **Indgreb i rasteområder:**

- Yngletiden (april-juni): I denne periode vil en del af bestanden opholde sig i og nær ynglestederne og dermed være fraværende fra rastestederne. Det er dog kun de kønsmodne hanner der opholder sig ved ynglestederne i længere perioder. Hunnerne forlader normalt ynglestedet når æggene er lagt, mens de juvenile løgfrøer forbliver i rasteområderne indtil de bliver kønsmodne. Der kan være forskel på hvornår og i hvor lang tid, en han ankommer til og bliver i ynglestedet.
- Aktivperioden for yngletiden (juli-oktober): I denne periode vil alle eller langt størstedelen af de voksne og juvenile løgfrøer opholde sig i rasteområderne. I løbet af juli til august vil de nyforvandlede løgfrøer forlade ynglestederne og søge mod egnede rasteområder på land.
- Vinterdvale (Oktober/november-marts): I denne periode overvintrer løgfrø på rasteområder, som i nogle tilfælde kan være identisk med det område, der er benyttet som rasteområde igennem sommeren.

#### **Indgreb på ynglesteder:**

I perioden august-marts vil der normalt ikke være løgfrøer i vandet på ynglestederne. Ved indgreb i et ynglested i august, skal man dog sikre sig, at haltudserne har forvandlet sig og at de nyforvandlede løgfrøer har forladt ynglestedet, inden indgrebet udføres.

Eksempel fra anlæggelse af motorvej mellem Kliplev og Sønderborg. Forundersøgelse viste bl.a., at motorvejen ville medføre opsplnitning mellem yngle- og rasteområder for den største og mest livskraftige bestand af løgfrø, som var fundet (Christensen 2002). Der blev opsat permanente paddehegn og -passager, anlagt et større antal vandhuller og terrestrisk erstatningsnatur (Christensen 2010). Den foreløbige effektvurdering viste, at indsatsen sikrede løgfrøen på begge sider af motorvejen (Christensen 2016).

**Figur 8.7.** To nye vandhuller anlagt i 2009, koloniseret af løgfrø i foråret 2014 (foto: Per Klit Christensen).



### Byggeri

Ved byggerier i nærheden af løgfrøens yngle- og levesteder kan der være risiko for at dyrene falder i udgravninger, gemmer sig i midlertidige jordbunker eller bliver kørt ihjel af maskiner, hvorfor det kan være påkrævet med midlertidige paddehegn, der kan holde dyrene ude fra arbejdsområdet. Det forudsætter dog et regelmæssigt tilsyn at sikre, at hegnet hele tiden har den nødvendige funktionalitet. Foruden opsætning af midlertidigt hegn, kan det være nødvendigt at udføre forbedringer af eksisterende levesteder og/ eller etablering af nye, hvis der sker en forringelse af spredningsmulighederne mellem eksisterende levesteder, potentielle levesteder eller mellem eksisterende forekomster og bestande, eller en direkte, negativ påvirkning af eksisterende yngle- og rastekområder.

Ved mindre midlertidige udgravninger nær eksisterende yngle- og rastesteder kan det være uhensigtsmæssigt med opstilling af midlertidige paddehegn og der kan i stedet udføres et løbende fagtilsyn.

Det er vigtigt at overvåge effekten af de gennemførte tiltag dels for at kunne justere og optimere de gennemførte tiltag og dermed sikre og dokumentere, at tiltagene virker efter hensigten, dels for at bidrage til en løbende vidensopbygning, til brug for andre projekter.

### 8.7 Andre forhold relevante for forvaltningstiltag

Der synes at være en vekselvirkning mellem forekomst af stor vandsalamander og løgfrø i områder hvor begge arter findes (Frisenvænge et al. 2022a). Jo mere løvskov, jo mere gavnes den første art, og jo mere bart, åbent land, jo mere gavnes den anden art. Stor vandsalamander er en af de vigtigste prædatorer i vandhuller uden fisk, dvs. den type vandhuller hvor løgfrø kan yngle. De to arter kan yngle i samme vandhul; men jo større bestanden er af stor vandsalamander, jo mere prædationspres vil der være på løgfrøens haletudser. Det vil sige at i vandhuller nær skov er der væsentligt større prædation end i vandhuller i helt åbent land. Der kan ses en tendens til opsplittning af ynglesteder i et landskab, hvor løgfrø og stor vandsalamander yngler i hver sine vandhuller. I habitatområder udpeget for stor vandsalamander er dette aspekt meget væsentligt. Tiltag til gavn for stor vandsalamander vil som

udgangspunkt være skadeligt for løgfrø. Stor vandsalamander er en skovart, der har løvskov og dødt ved som nøglefaktorer for sit levested. Skovrejsning med løvtræer vil som udgangspunkt favorisere salamandre og af den grund skade løgfrø.

Disse observationer understøttes af erfaringer fra projekter med forvaltning af løgfrøbestande i Polen, Estland og Schleswig-Holstein. Ifølge disse erfaringer kendetegnes optimalt landhabitat for løgfrø af ekstensivt landbrug med mosaik af små marker (uden brug af kunstgødning, gylle og pesticider og store maskiner), afgræssede overdrev og enge med græsning og høslæt. Dominans af store marker og en høj arealandel af skov er negative faktorer (Briggs et al. 2008).

## 8.8 Referencer

Amphi Consult, EnviNa, KTC (2014): Mere natur i råstofgrave. Inspiration og anbefalinger til at samarbejde om en ny tilgang til efterbehandling af råstofgrave, som kan styrke den trængte danske natur.

Briggs, L., Rannap, R. and Bibelriether, F. (2008): Conservation of *Pelobates fuscus* as a result of breeding site creation. In Krone A. Die knoblauchkroete (*pelobates fuscus*), Verbreitung, Biologie und Schutz. Rana sonderheft 5. Natur & Text. NABU

Christensen, P.K. (1992): Naturforvaltningsprojekt vandhuller. En undersøgelse af padder og vandhuller i Sønderjyllands Amt med hovedvægt på løgfrø *Pelobates fuscus* og dennes udredelse.

Christensen, P.K. (2000): Løgfrøen på Hjerpsted Bakkeø, effektvurdering 2000. Rapport, Sønderjyllands Amt, Teknisk Forvaltning.

Christensen, P.K. (2001): Padder i Ringkjøbing Amt. Rapport.

Christensen P.K. (2002): Rapport over undersøgelse af stor vandsalamanders udbredelse i korridoren omkring Y-løsningen og omfartsvej ved Rinkenæs, samt undersøgelse af status for Naturbeskyttede arealer.

Christensen, P.K. (2010): Erstatningsnatur i Aabenraa Kommune i forbindelse med motorvejen Kliplev-Sønderborg. Foreløbigt notat.

Christensen, P.K. (2015): Overvågning af udvalgte lokaliteter for løgfrø i den sydlige del af Herning Kommune 2015. Rapport, Udarbejdet af Amphi Consult v/ Per Klit Christensen for Herning Kommune. 65 pp.

Christensen, P.K. (2016): Afværgeforanstaltninger for padder, Etape 5110, motorvejen Kliplev-Sønderborg. Effektundersøgelse for løgfrø 2014. Rapport, 2. udgave 2016.

Christensen, P.K. (2021): Overvågning af udvalgte lokaliteter for løgfrø i den sydlige del af Herning Kommune 2021. Rapport.

Christensen, P. K. og Briggs, L. (2014): Refugium for padder og krybdyr, kapitel 3, s 40-45 i „Mere natur i råstof-grave. Rapport, Amphi Consult for KTC.

Dürr, S., Berger, G. og Kretschmer, H. (1999): Effekte acker- und pflanzenbau-licher Bewirtschaftung auf Amphibien und Empfehlungen für die Bewirt-schaftung in Amphibian-Reproduktionszentren. Pp. 101-16 in Amphibien in der Agrarlandschaft, Rana Sonderheft 3. Natur & Text 1999.

Fog, K., Christensen, P.K, Adrados L.C, Frisenvænge J., Briggs L., Hesselsøe, M., Damm N. og Ravn, P. (2015): Nye ynglesteder for padder og firben ved anlæg af veje. Rapport 527.

Fog, K., Schmedes, A., og de Lasson, D.R. (1997): Nordens padder og krybdyr. Felthåndbog, G.E.C. Gad's forlag. 366 pp.

Fog, K. (1990): Løgfrø *pelobates fuscus*. Upubliceret manuskript. 25 pp.

Fog, K. (1993): Oplæg til forvaltningsplan for Danmarks padder og krybdyr. Miljøministeriet. Skov og Naturstyrelsen. 174 pp.

Frisenvænge, J., Fog, K., Briggs, L. og Damm, N. (2022a): Oplæg til forvalt-ningsplan for Løgfrø i Nordsjælland 2021. Rapport til Hillerød kommune, Gribskov Kommune og Halsnæs Kommune samt Nationalpark Kongernes Nordsjælland. 63 pp. + kortbilag. Hertil desuden kortbilag - udbredelse og status.

Frisenvænge, J., Fog, K., Briggs, L. og Damm, N. (2022b): Løgfrøens status i Halsnæs, Hillerød og Gribskov Kommuner. Muligheder for en samlet indsats. Rapport 2022.

Glandt, D. (1983): Die Amphibien-Freilandanlage zu Forschungs- und Zuchtzwecken des Biologischen Instituts Metelen. Salamandra 19:173-197.

Hansen, B. (2002): Løgfrøens (*Pelobates fuscus*) forekomst og ynglesucces i 50 vandhuller i Norddjursland. Specialrapport, Århus Universitet.

Hels, T. (2002): Population dynamics in a Danish metapopulation of spadefoot toads *Pelobates fuscus* - Ecography 25: 303-313.

Hels, T. og Buchwald, E. (2001): The effect of road kills on amphibian popula-tions. Biological conservation 99 (3): 331-340.

Hesselsøe, M., Rudkjøbing, V., Iversen, L. og Kielgast, J. (2015): Validation of eDNA for detection of pond-living organisms (In Danish), Report for Danish Nature Agency. 22 pp.

Hesselsøe, M., Thomsen, E., Knudsen, S.W., Møller, P.M. og Bruun, L. (2019): Find Løgfrø med eDNA. Vand & Jord 2019 (3): 100-102.

Iris, J. (2008): Akzeptanz einer Amphibienschutzanlage am Kappensee/Ober-lausitz durch die knoblauchkroete. In Krone A. Die knoblauchkroete (*pelobates fuscus*), Verbreitung, Biologie und Schutz. Rana Sonderheft 5. Natur & Text. NABU.

Jensen, B.H. (1992): En undersøgelse af padder og vandhuller på Norddjurs-land, med hovedvægt på udbredelsen af løgfrø *Pelobates fuscus* og dennes krav til ynglehabitat. Specialrapport, Århus Universitet.



- Kowalewski, L. (1974): Observations on Phenology and Ecology of Amphibia in the Region on Czestochowa. Acta zool. Crac. 19: 391-460.
- Nielsen, M. og Schousboe, H. (1990): NPK - gødning; en mulig fare for padder under forårsvandring. Speciale-rapport ved Zoologisk Museum og August Krog Institutet. 137 pp.
- Nielsen, S. M. og Dige, T. (1995): Padder på Norddjursland - en undersøgelse af Løgfrøens (*Pelobates fuscus*) og Spidssnudet frøs (*Rana arvalis*) biologi samt padderdiversiteten i udvalgte vandhuller. 160 pp. Specialerapport ved Biologisk Institut, afd. For Zoologi, Aarhus Universitet.
- Nöllert, A. (1990): Die Knoblauchkröte *Pelobates fuscus*. 2. überarbeitete Auflage. Die Neue Brehm-Bücherei. A. Ziemsen Verlag. Wittenberg Luchterstadt.
- Pedersen, M.B., og Vahl, J. (1991): Bevaringsstrategier for paddebestande i den østlige del af Ribe Amt, 1991-1994. Projektbeskrivelse & forudsætninger.
- Pedersen, M.B., Vahl, J. og Christensen P.K. (1991): Bevaringsstrategier for paddebestande i den østlige del af Ribe Amt 1991-1994. Handlingsplan for projektområde "Vorbasse".
- Rannap, R., Kaart, T., Iversen, L., de Vries, W. og Briggs, L. (2015): Geographically varying habitat characteristics of a wide-ranging amphibian, the common spadefoot toad (*Pelobates fuscus*), in Northern Europe. Herpetological Conservation and Biology, 10(3), 904-916.
- Søgaard B., Adrados, L.C. og Fog, K. (2018): Overvågning af padder, Teknisk anvisning til ekstensiv overvågning, Aarhus Universitet, DCE - Nationalt center for miljø og energi.

## 9 Løvfrø

### *Hyla arborea*

Af Per Klit Christensen, Kåre Fog og Niels Damm

**Figur 9.1.** Løvfrø siddende beskyttet og delvist i skjul i rasteområde (foto: Per Klit Christensen).



### 9.1 Status

Fra midt i 1900-tallet er løvfrøen gået voldsomt tilbage. På Bornholm er antallet af vandhuller med kvækkende løvfrøer fra 1950 til 1991 gået tilbage med ca. 91 % (Fog 1988b, pers. obs. F. Hansen). I resten af landet er tilbagegangen i perioden 1945-1986 ca. 92 % (Fog 1988a), og den er fortsat i nogle år efter 1988. Samlet set kan regnes med en tilbagegang på ca. 95 % frem til første halvdel af 1990'erne. Herefter vendte udviklingen, idet talrige vandhulsprojekter blev igangsat af amterne, og løvfrøen kom i fremgang på landsplan (Fog 1997). Efter amternes nedlæggelse er den dog igen gået tilbage en del steder.

### 9.2 Levevis

Løvfrøen stiller krav om solbeskinnede vandhuller med god vandkvalitet uden fisk. Landbiotopen skal indeholde solbeskinnede høje vegetation, især gerne buskadser og levende hegn. Hvor disse krav er opfyldt, kan løvfrøen hurtigt formere sig op og danne store bestande. Hvor de ikke er opfyldt, kan den hurtigt forsvinde.

Dvalen ophører når jordtemperaturen er ca. 6-8 °C (Stumpel et al. 1993). Løvfrøerne vandrer til ynglestederne fra sidste halvdel af april til ind i maj, på lune, ofte regnfulde nætter. Hannerne ankommer til vandhullerne før hunnerne, eller rettere de fleste hanner. For nogle hanner tager turen til vandhullet på ryggen af en hun. Det er ikke usædvanligt, at løvfrøhannerne efter mørkets frembrud på vej fra rasteområderne på land kvækker i vegetationen på vej mod ynglestedet og allerede der finder sammen med en hun på vej til vandhullet for at lægge æg (Christensen 1998).

Nogle hanner kan i yngletiden godt tilbringe tiden i ynglevandhullet i dagevis, men de opholder sig om dagen typisk i egnede rastesteder på land nær

ynglestedet, hvor de både søger føde, finder hvile og beskyttelse. Efter mørkets frembrud søger de mod ynglestederne og vender tilbage til rasteområdet på land igen ud på natten eller endda omkring daggry (Christensen 1998). I hvert fald i de lidt større bestande, sker der gennem ynglesæsonen en gradvis udskiftning i koret af kvækkende hanner, hvor de hanner der startede tidligst, som typisk er de lidt større og ældre hanner, efterhånden afløses af de lidt mindre og yngre hanner sidst på sæsonen (Christensen 1998). Det er derfor afgørende for især hannernes overlevelsesrate, at der ved eller ganske tæt på ynglestederne er velegnede rasteområder, hvor de gennem yngletiden kan restituere, søge føde og hvile og samtidig undgå en længere vandring.

Hunnen lægger med hannen på ryggen sine æg i små kompakte ægklumper, der fæstnes til vandplanter lidt under vandoverfladen, især omkring sump- og flydelandsplanter. Antal lagte æg pr. kuld er i Danmark optalt fra 160 til lidt over 1.100 (Fog et al. 1997), men antallet af æg kan variere en del afhængigt af blandt andet hunnernes størrelse, geografi og fødeudbud. Hunnerne forlader normalt vandhullerne straks efter æglægningen (Fog et al. 1997). Undersøgelser tyder på, at den samme hun i Danmark kan lægge æg flere gange i løbet af yngletiden (pers. obs. K. Fog).

Haletudserne ses i yngletiden få uger efter at æggene er lagt, hvor de ved klækning har en størrelse på ca. 6-7 mm. Haletudserne bliver højst 50 mm og ved forvandlingen er de 11-21 mm, typisk ca. 15 mm (Fog et al 1997). Forvandlingen sker typisk i perioden 15. juli – 15. august, men tidspunktet varierer fra år til år og fra lokalitet til lokalitet afhængigt af temperatur og ynglested.

De vigtigste faktorer for, at løvfrøen kan opnå succesfuld reproduktion, er 1) at vandhullet er næsten helt lys-åbent, 2) at der er god vandkvalitet, dvs. uden eutrofiering, og 3) at der ikke er fisk eller krebs.

Et godt løvfrøynglested kendetegnes oftest ved, at der i yngletiden er et udbredt dække af især vandranunkel og eller svømmende vandaks. Det er desuden kendetegnende for et godt ynglested for løvfrø, at det er naturligt næringsrigt, men ikke næringsbelastet. Et ellers fint ynglested på et vedvarende græsareal med sommerafgræsning kan sagtens i løbet af sæsonen se ret næringsbelastet ud og alligevel være et særdeles velegnet ynglested. Det afgørende er, at vandhullet fra tid til anden tørrer helt eller delvist ud, så bundslammet tørrer ud og mængden af snegle og rovinsekter decimeres.

Specielt på Lolland yngler løvfrøen hovedsagelig i mergelgrave midt på de dyrkede marker, idet der på Lolland normalt ikke ledes drænvand til mergelgravene, hvorfor de kan opretholde god vandkvalitet. Andre steder i landet kan løvfrøer sprede sig og overleve i landskaber mellem ynglesteder på afgræssede, vedvarende græsningsarealer, fordi der fra tid til anden opstår tidvise oversvømmelser eller nye permanente vandhuller i naturlige lavninger. Hvilket fx jævnlige sker i de lerede, kuperede øst-sønderjyske morænelandskaber.

Prædation fra fiskehejre og lille lappedykker kan decimere ynglen og eventuelt betyde, at ynglen slår fejl. Snoge æder også løvfrøer. Under løvfrøernes vandringer mellem rasteområder og ynglesteder og under ophold på ynglestedet, er mårhund og mink sandsynlige prædatorer.

Der er generelt en hurtig omsætning i løvfrøbestande. I Schweiz har man fundet, at kun 30 % af dyrene overlever frem til næste år (Tester 1992). Der var tegn på, at den årlige dødelighed på 70 % især skete om vinteren (Tester 1990).

I Holland har man fundet en årlig overlevelse af mærkede hanfrøer på 33-50 % (Van Gelder et al. 1978, Broen og Vergoossen 1983). Andre finder meget lavere overlevelse. I Schweiz kunne Borgula (1990) kun genfinde ca. 5 % af de mærkede hanner efter et år, og i Tjekkiet kunne Moravec (1990) kun genfinde ca. 1,5 % af de over 500 mærkede dyr. Måske kvækker hannerne i disse bestande så kraftigt, at de konsekvent dør af udmattelse efter yngletiden. En noget højere overlevelseshastighed (52 %) blandt hanner fandtes på Sønderballe Hoved, hvor 34 hanner endnu levede i sommeren 1994 ud af 65 hanner som blev fanget og fotograferet første gang i sommeren 1993 (Christensen 1998). I samme undersøgelse fandtes en overlevelseshastighed på 15 % for 155 nyforvandlede løvfrøer fra sommeren 1993 til sommeren 1994. Mere bemærkelsesværdigt fandtes der en overlevelseshastighed på 38 % fra sommeren 1994 til foråret 1995 af samme kohorte, men her var det kun den andel af dyrene som nu var kønsmodne hanner, som blev fanget og fotograferet mens de kvækkede i vandhullet. Undersøgelsen viste, at hannerne blev kønsmodne som 2K, hunnerne først i 3K og at kønsration fra 3K var 1:1, med stigende tendens til overtal af hunner i alders- og størrelsesklasserne derover (Christensen 1998).

Såvel de voksne som juvenile løvfrøer tilbringer det meste af tiden på land og opholder sig ofte det samme sted sommeren igennem.

De nyforvandlede løvfrøer går på land fra midten til sidst i juni i de helt lavvandede vandhuller og tidvise vandsamlinger men ellers typisk indtil sidste halvdel af juli. De nyforvandlede løvfrøer bliver i vandhullet og dets randzone indtil halestumpen er helt væk. Hvis der er høj urtevegetation nær vandhullet, vil en del af de nyforvandlede løvfrøer typisk blive der i ugevis, indtil de begynder at søge længere væk mod egnede rasteområder. Inden de nyforvandlede løvfrøer vandrer ud i terrænet, ses de ofte siddende øverst i vegetationen nær vandhullet (pers. obs. P.K. Christensen), hvilket sandsynligvis spiller en rolle for deres orientering og vandring væk fra ynglestedet. I en grundig undersøgelse på en ideel landlokalitet i Sydsjælland kunne det konstateres, at inden for de første 10 dage efter observation af de første nyforvandlede løvfrøer sad de næsten alle højst 50 m fra vandhullet; enkelte var nået ud på en afstand af 100 m; efter 20 dage var der et mindre antal, der var nået ud til en afstand af 250-300 m, men de fleste var stadig tæt ved ynglevandhullet (N. Knudsen, unpubl.). På Bornholm er det konstateret, at en måned efter landgang findes nogle af de nyforvandlede løvfrøer mere end 1 km fra ynglevandhullet (Hansen 2004).

Løvfrøerne er både dags- og nataktive dyr, men er uden for yngletiden nemmest at finde om dagen, når de raster (solbader) og/eller fanger insekter på raste- og fourageringslokaliteterne. De kommer frem i løbet af formiddagen og kan blive fremme dagen igennem, men på meget varme og solrige dage, gemmer de sig typisk og er da svære at finde, men kommer typisk frem igen hen på eftermiddagen.

Løvfrøen æder især fluer og andre tovingede insekter som lander inden for deres rækkevidde (Tester 1990, Fog et al. 1997 og Christensen 1998). Grundige studier af løvfrøens fødeemner ved undersøgelse af fækalier er udført af Clausnitzer (1986) og Tester (1990). Undersøgelserne dokumenterer, at løvfrøerne æder et bredt udvalg af fødeemner, hvor insekter dog udgør op mod 80 % af føden.

Det er kendetegnende for et optimalt rasteområde at der er en kompleks, rumlig struktur af soleksponerede, blomstrende buske og træer, der giver læ og beskyttelse (Clausnitzer 1986, Tester 1990, Stumpel 1993 og Christensen 1998).

De bedste rasteområder udgøres af rumlige, etagerede og komplekse krat af brombær, tjørn, slåen, almindelig gedebled, hunderose og hassel. Brombær og hunderose giver løvfrøerne optimal beskyttelse mod fjender og samtidig tiltrækker buskenes blomster og senere bær, en del insekter. Løvfrøerne foretrækker brombærbuske men i fravær heraf ses de på blade og grene af andre træer, buske og urter. Løvfrøernes fordeling i terrænet omkring ynglestederne er meget klumpet og afspejler, at de er meget selektive i valg af sommerhabitat. I en undersøgelse af løvfrøernes fordeling i terrænet omkring ynglestederne, blev der i sommeren 1993 og 1994 observeret, fanget og fotograferet 950 løvfrøer, heraf 724 forskellige individer fordelt i et undersøgelsesområde med en udstrækning på i alt 5.081 m levende hegn, skovbryn og krat. Løvfrøerne blev hen gennem de to somre observeret på 61 forskellige rastesteder, der havde en udstrækning på i alt 325 m, svarende til blot 6,4 % af de samlede undersøgte strækninger (Christensen 1998). Heraf blev 835 observationer og fangster gjort på brombærbuske, svarende til 88 % af alle observationer og fangster af løvfrø i løbet af de to sæsoner. Når der ses bort fra genfangster, blev 618 ud af i alt 724 individer af løvfrø i løbet af de to sæsoner, observeret og fanget på brombærbuske. Det svarer til 85 % af alle observerede, fangede og fotograferede individer af løvfrø i undersøgelsen (Christensen 1998). Tilsvarende undersøgelser fra udlandet viser også at løvfrø på egnede terrestriske rastelokaliteter, foretrækker brombær (Stumpel og Hanekamp 1986, Tester 1990, Stumpel 1993).

Overvintring sker på land og overvintringsstederne er typisk identiske med de steder som frøerne benytter som rasteområde gennem sommeren eller som de har benyttet den sidste tid frem til overvintringen (Christensen 1998). Tester (1990) peger ligeledes på, at overvintringen sker i umiddelbar nærhed af sommeropholdsstederne og den påbegyndes når nattefrosten sætter ind. Løvfrøerne kan ligge gemt under et tæt dække af nedfaldne blade, under eller i dødt ved, i stendynger eller i hulrum i jorden under buske og krat.

### **Levested gennem hele livscyklus for alle livsstadier**

Løvfrøen yngler i et bredt spektrum af vandhuller, men de bedste ynglesteder er de lavvandede, helt eller delvist tidvise vandhuller og oversvømmelser på afgræssede arealer og tidvise oversvømmelser/nyopståede vandhuller i naturlige lysåbne lavninger i de kuperede morænelandskaber.

Mange af ynglevandhullerne svarer derfor til naturtypen 3150 Naturligt næringsrige søer. Enkelte svarer til habitattypen 3140 Kransnålgæsøer; men udbredt forekomst af kransnålgæsøer er ikke gavnligt for løvfrøens yngel.

Soleksponerede mergelgrave og andre vandhuller i agerlandet med god vandkvalitet og veludviklet flydebladsvegetation, kan sagtens være særdeles gode ynglesteder for løvfrø og bidrage til at opretholde livskraftige bestande.

**Figur 9.2.** Ynglested for løvfrø på militærterræn i Sydsjælland (foto: Kåre Fog).



**Figur 9.3.** Ynglested for løvfrø på kreaturafgræsset, vedvarende græsland. Størstedelen af vandhullet udtørre årligt, men i meget tørre somre udtørre vandhullet helt. Denne dynamik har sikret, at løvfrø stadig findes her uden andre plejetiltag end sommergræsning (foto: Per Klit Christensen).





**Figur 9.4.** Del af samme ynglested for løvfrø på kreaturafgræsset, vedvarende græsland som ovenstående foto. Kreaturerne trampen og gøren og laden bidrager til den særlige dynamik (foto: Per Klit Christensen).



**Figur 9.5.** De nyforvandlede løvfrøer finder insekter på den udtørrende mudderbund og samtidig decimeres mængden af mosesnegle og rovinsekter ved sommerudtørringen til fordel for løvfrøens ynglesucces det efterfølgende år (foto: Per Klit Christensen).



**Figur 9.6.** Sommerudtørret, tidvist vandhul på kreaturafgræsset, vedvarende græsland. Ynglested for løvfrø (foto: Per Klit Christensen).





**Figur 9.7.** Gammel mergelgrav efter oprensning og rydning. Soleksponeret og fin vandkvalitet. Ynglested for løvfrø (foto: Per Klit Christensen).



### Rasteområder og sommerlevesteder

Rastestederne udgøres primært af krat ved vandhuller, spredte, fritstående krat på overdrev og græslandskaber, krat på kystskrænter, krat i skovbryn, krat i permanente skovlysninger eller i skovrydninger, levende hegn og småbevoksninger. Nogle steder, især på Lolland, udgør stauder i private haver formentlig den vigtigste sommerbiotop.

**Figur 9.8.** Typisk rasteområde for løvfrø (foto: Per Klit Christensen).

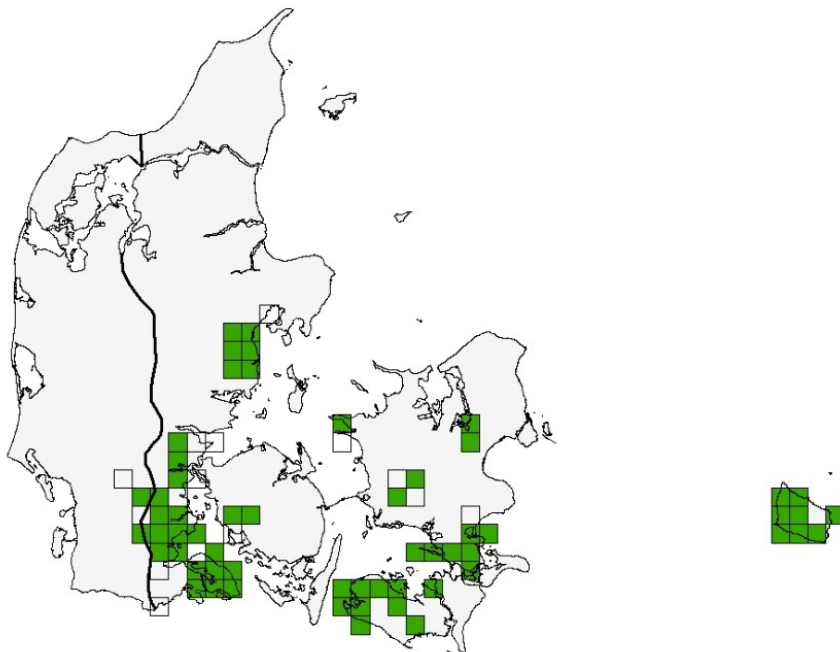




### 9.3 Udbredelse

**Figur 9.9.** Udbredelse af løvfrø i kvadrater på 10 x 10 km<sup>2</sup> ved den nationale overvågning fra 2004 til og med 2021. Grøn firkant angiver kvadrat med fund af arten, og åben firkant angiver undersøgt kvadrat uden fund.

Grænsen mellem den atlantiske og den kontinentale biogeografiske region er vist på kortet med en sort streg. Figuren viser ikke andre fund af arten i perioden, ligesom figuren derfor ikke nødvendigvis viser artens fulde udbredelsesområde.



I NOVANA-overvågningen fra 2004 til og med 2021 er løvfrø fundet i 58 kvadrater. Vær opmærksom på, at der i den ekstensive NOVANA overvågning eftersøges i dag kun haletudser i typisk 4 lokaliteter i hvert 10 x 10 km<sup>2</sup> kvadrat. Det betyder at hvis en større del af et kvadrat er egnet for løvfrø, er det meget sandsynligt, at den findes ynglende flere steder end de undersøgte. Hertil kommer alle øvrige registreringer af arten hvoraf en del kan findes ved opslag i arter.dk og hvis man har samarbejdsaftale med den private naturbasen.dk. Der findes dog et omfattende datamateriale som enten ikke er publiceret eller kun foreligger i rapporter i papirformat.

Løvfrø har overlevet frem til i dag i det sydøstlige Jylland, på Als, Lolland, Sydsjælland og Bornholm. Løvfrø blev genudsat i Århus i 1980'erne hvorfra den siden har spredt sig helt til Odder. Arten er desuden blevet udsat på Trelde Næs ved Fredericia, på Fyn ved Assens og Middelfart, på Røsnæs, ved Rørvig, ved Slagelse og ved Roskilde. Tidligere var løvfrø udbredt overalt, bortset fra Vest, Midt- og Nordjylland (Fog et al 1997).

I forhold til kortet over løvfrøens udbredelse baseret på NOVANA-overvågningen, findes løvfrøen på Als desuden i kvadratet ved Pøl (pers. medd. A. Andersen og pers. obs. P.K. Christensen).

Der kan i randområderne af løvfrøens udbredelse være kvadrater, hvor der aktuelt findes løvfrø, som ikke er registreret i forbindelse med NOVANA-overvågningen.

#### Spredningsevne

Der foreligger eksempler på, at enkelte løvfrøer har vandret adskillige km. Rekordten synes at være 12,6 km for en løvfrø i Holland (Stumpel og Hane-kamp 1986).

Der findes flere undersøgelser og observationer som har belyst løvfrøens fordeling i terrænet og af afstande mellem ynglested og rasteområder på land, afstande mellem forskellige vandhuller enkeltindivid har frekventeret

gennem ynglesæsonen og fra år til år. I Danmark er dette emne blevet belyst i en specialeundersøgelse på Sønderballe Hoved, hvor der blev foretaget en fangst-genfangst undersøgelse af løvfrøernes fordeling i terrænet gennem både i sommeren 1993 og i 1994 (Christensen 1998). Der blev desuden foretaget fangst-genfangst undersøgelse af voksne løvfrøer i områdets dengang 5 ynglevandhuller gennem flere sæsoner, senest i 1995. På den sidste fangstrunde i september 1994 blev der observeret, fanget og fotograferet 228 forskellige løvfrøer i undersøgelsesområdet, heraf opholdt 168 løvfrøer (73 %) i rasteområder indenfor en afstand på blot 100 m til nærmeste ynglested. Til gengæld blev der kun fundet 4 individer i afstanden 101-250 m, men 41 individer i en afstand på 251-500 m og 15 individer i en afstand på mere end 500 m fra nærmeste ynglested, heraf 4 individer, alle hanner, i rasteområder med en afstand på 610 - 660 m til nærmeste ynglested (Christensen 1998).

Fordelingen i terrænet afspejlede tilstedeværelsen af velegnede rasteområder, hvoraf de mest ideelle fandtes indenfor en afstand på ca. 30-40 m fra nærmeste ynglested. Hvis løvfrøerne ikke finder egnede rasteområder tæt på ynglestedet, søger de længere væk, hvilket afspejles af, at der i undersøgelsesområdets mellemzone på 101-250 m netop ikke dengang fandtes velegnede rastesteder. Fordelingen af velegnede rasteområder i terrænet omkring ynglestederne er derfor afgørende for, hvor langt løvfrøen spreder sig i landskabet, ligesom bestandsstørrelsen alt andet lige er en anden væsentlig parameter for, hvor mange individer der søger længere væk. I en population vil der altid være enkelt individer som søger længere væk end andre og jo større populationen er, desto større chance er der for, at flere individer spreder sig længere ud i terrænet.

### **Koloniseringsevne**

Der foreligger en række eksempler fra forskellige steder i Danmark på løvfrøernes evne til at kolonisere nye og plejede vandhuller i områder hvor man på forhånd har registreret, hvilke vandhuller arten fandtes i før indsatsen blev udført. Anlægges der nye ynglesteder eller udføres biotopsforbedrende pleje af vandhuller der ikke aktuelt er egnede som ynglesteder for løvfrø, ses der hos livskraftige bestande en evne til relativt hurtigt at kolonisere vandhuller i en afstand på op til mindst 1 km.

Der er lavet en statistik på løvfrøens kolonisering på Lolland af nygravede og nyoprensede vandhuller inden for en afstand på op til 1 km fra oprindelsesvandhullet (Fog 2006). Statistikken er opdelt efter om moderbestanden viste tegn på stærk indavls-svækkelse. Omkring ikke stærkt indavlede bestande var resultatet, at ud af 26 vandhuller var 19 koloniseret efter 5 år, og 21 koloniseret efter 10 år (81 %). Omkring stærkt indavlede bestande var resultatet, at ud af 27 vandhuller var 6 koloniseret efter 5 år, og kun 4 stadigt koloniseret efter 10 år (15 %). Det var ikke sådan, at landskabet omkring de svækkede bestande var mere ugunstigt for løvfrøerne end andre steder; forskellen kunne kun forklares med graden af indavl.

Det er også en generel observation, at hvis der er tale om en lille isoleret bestand i tilbagegang, kan det ske, at løvfrøen ikke har været i stand til at kolonisere nye og plejede vandhuller i det omgivende terræn. Den ekstremt lille bestand øst for Vordingborg, som i første omgang blev reddet ved kunstigt opdræt fra en basis på kun 4 hanner det ene år, og 1 han det næste år, og som viser nogen tegn på indavlssvækkelse, har alligevel efterfølgende ved egen kraft, stærkt understøttet af vandhulsprojekter, været i stand til i løbet af nogle årtier at kolonisere talrige vandhuller op til en afstand af 4 km.

## 9.4 Registrerings- og overvågningsmetodikker

Løvfrøen kan registreres på følgende måder:

- Lytning efter kvækkende hanner
- Visuel/auditiv optælling af ynglende dyr
- Registrering af ægklumper
- Registrering ved ketsjning af haletudser - eller visuel observation
- Registrering af nyforvandlede individer i og ved vandhullerne
- Registrering af rastende og fouragerende dyr på land

For en nærmere beskrivelse af registreringsmetoderne se (Søgaard et al. 2018).

Registrering af løvfrø sker mest effektivt ved eftersøgning af kvækkende hanner om foråret på lune aftener og nætter i maj-juni. Kvækkeperioden kan strække sig fra sidst i april til hen sidst i juni, men generelt kvækker hannerne mere ustabil og færre individer tager del i løjerne i sæsonens yderperioder.

De kvækkende hanner kan typisk høres i en afstand på op til 1 km og nogle steder indtil flere km fra ynglestedet, men en sikker stedfæstelse af, i hvilke vandhuller og oversvømmelser frøerne kvækker, kræver at man kommer helt tæt på de steder, hvor frøerne kvækker. Antallet af kvækkende hanner kan af rutinerede personer estimeres på afstand, men der er vitterligt kun tale om et skøn. En præcis registrering forudsætter, at der ved ynglestedet foretages en optælling af sete og hørte individer, hvilket kan give et præcist overblik over, hvor mange hanner der kvækker det pågældende sted den pågældende aften. I større bestande kræver dette, at vandhullet gennemgås to gange lige efter hinanden samme aften, da en del hanner gemmer sig ved den første forstyrrelse, men efterhånden vænner sig til forstyrrelsen. Da der gennem sæsonen sker en udskiftning af hanner i de enkelte ynglesteder, i hvert fald i de lidt større bestande, er det registrerede antal hørte og sete hanner ikke identisk med det totale antal hanner i en bestand (Christensen 1998).

I yngletiden kan der eftersøges ægklumper, som typisk lægges lige under vandoverfladen i vandhullets sump- og flydebladsvegetation, men det er tidskrævende og kræver en del rutine og er ikke en metode der benyttes til overvågning af arten.

Eftersøgning af løvfrøhaletudser udføres normalt i juni til første halvdel af juli, men det optimale tidspunkt for eftersøgning af haletudser afhænger både af vejret gennem sæsonen og af vandhullernes beliggenhed, størrelse og udformning. Erfaringsmæssigt bør man ketsje i vandhullet i 30 minutter for at registrere haletudser også de steder, hvor ynglesuccesen er lav.

Eftersøgning af løvfrøer i terrænet omkring ynglestederne er en velegnet metode til at kortlægge aktuelle rasteområder for løvfrø, men det kræver dog erfaring og rutine at finde dyrene i en systematisk undersøgelse i terrænet omkring ynglestederne.

## 9.5 Trusler mod arten

Løvfrøen er i alle livsstadier sårbar overfor en række direkte og indirekte trusler rettet både mod den og dens levesteder. Trusler mod løvfrø omfatter:

- Ødelæggelse af yngleområder
- Tilgroning, overskygning, eutrofiering af ynglesteder

- Ophør af afgræsning, ændret eller intensiveret landbrugsdrift
- Udsætning eller indvandring af fisk og krebs
- Udsætning og fodring af ænder og gæs
- Ødelæggelse af rasteområder
- Skovrejsning
- Trafikdrab og anlæg af veje og byggeri
- Indavl

Den relative betydning af disse trusler er afgjort ud fra analyser af den primære årsag til uddøen af løvfrø fra ynglelokaliteter.

En statistik på årsager til løvfrøens tilbagegang på Bornholm i årene op til 1986 omfattede 80 vandhuller (Fog 1988b). Eutrofiering af vandhullet var den primære årsag i 40 % af disse. Dernæst var udsætning af fisk den væsentligste årsag (21 % af vandhullerne). Opfyldning af vandhullet (10 % af tilfældene) og skygge fra træer (4 % af tilfældene) kom langt nede i statistikken. Eutrofi-eringskilden var i de fleste tilfælde næringsrigt drænvand fra omkringliggende marker; men husspildevand var næsten lige så vigtig; også afløb fra møddinger var vigtig (Fog 1988b).

En statistik på 32 vandhuller på Lolland, hvor løvfrøerne havde ynglesucces i 1982, men hvor de var væk i 1994, viste følgende fordeling af de vigtigste årsager (% af vandhullerne): Eutrofiering 25 %, tilgroning 16 %, overskygning 9 %, prædation 34 %. Prædation skyldtes i de fleste tilfælde udsætning af fisk, især guldfisk, men i enkelte tilfælde krebs eller indvandrede hundestejler (K. Fog og T. Hels, unpubl.).

### **Ødelæggelse af yngleområder**

Da løvfrø ofte yngler i tidvise vandsamlinger i naturlige lavninger, udgør dræning og terrænopfyldninger væsentlige trusler mod løvfrø. Det ses ofte i forbindelse med bygge- og anlægsprojekter i det åbne land, at overskudsjord udjævnes i naturlige lavninger på dyrkede marker.

Terrænregulering der indebærer opfyldning af naturlige lavninger i løvfrøens udbredelsesområde må anses for en væsentlig trussel, fordi de tidvise oversvømmelser indgår som en vigtig del af den dynamik, løvfrøen er afhængig af i det åbne land, blandt andet i forbindelse med spredning og genetisk udveksling mellem eksisterende bestande.

### **Tilgroning, overskygning og eutrofiering af ynglesteder**

Overskygning fra omkringstående træer og buske eller tilgroning med træer og buske i lavvandede vandhuller og vandsamlinger, eller tilplantning med skyggegivende træer nær ynglestederne udgør ligeledes en væsentlig trussel mod løvfrø. Regelmæssig rydning af opvækst af skyggegivende træer og af pilebuske i og nær bredzonen, er afgørende de steder, hvor der ikke er afgræsning omkring ynglestederne.

På Lolland har vandhullerne tidligere været holdt lysåbne ved at der blev skåret pilegrene til gærdsel m.m. Dette sker ikke længere, og 10-20 år efter oprensning af vandhullerne kommer pilebuske igen til at skygge for vandhullerne. Dette er aktuelt den væsentligste trussel mod løvfrøen på Lolland. Ligeledes er overskygning en væsentlig trussel mod løvfrø i den nordøstlige del af Sønderjylland.

Eutrofiering fra gødskning og tilledning af drænvand fra omkringliggende marker er en alvorlig trussel mod vandkvaliteten i løvfrøens ynglesteder. Et dække af andemad-arter eller trådalger forhindrer æggene i at klække, og haletudserne kan blive filtret ind i trådalger og gå til. Løvfrø undgår at lægge æg omkring stængler af vandplanter med belægninger af trådalger. Problemet er generelt størst i vandhuller som ligger i gryder hvor overfladevand fra omkringliggende marker kan strømme til eller hvor der bliver ledt drænvand ud i et ynglested.

### **Ophør af afgræsning, ændret eller intensiveret landbrugsdrift**

Tidligere fandtes mange vedvarende græsarealer og græsarealer i omdrift, som blev afgræsset af kreaturer. Typisk fandtes der både permanente og tidvise vandsamlinger på de vedvarende græsarealer og afgræsningen sikrede, at vandhuller og vandsamlinger ikke groede til. Det har været afgørende for løvfrøens overlevelse de fleste steder, hvor arten har overlevet frem til i dag, at der har været egnede ynglesteder med stabile bestande i vandhuller og vandsamlinger på afgræssede vedvarende græsarealer. Med omlægningen af landbrugsdriften til planteavl eller anden arealanvendelse og færre græssende kreaturer og ophør af afgræsning omkring velfungerende ynglesteder, sker der hurtigt en tilgroning og overskygning af ynglestederne. Blandt andet derfor er ophør af afgræsning en væsentlig trussel mod opretholdelsen af levedygtige bestande af løvfrø.

Frilandssvin på marker i nærheden af ynglesteder eller mellem flere ynglesteder og rasteområde og spredningsveje, udgør en øget risiko for prædation og kan udgøre en barriere for vellykket spredning for især nyforvandlede løvfrøer, i mindre grad voksne løvfrøer, der overvejende vandrer om natten.

### **Udsætning eller indvandring af fisk og krebs**

Fisk og krebs, der sættes ud eller spredes til ynglesteder gennem dræn, grøfter eller ved oversvømmelse fra vandløb og søer, er en væsentlig og veldokumenteret trussel mod løvfrø. Fog (1988) fandt, at på Bornholm var udsætning af fisk (især karusser) den næst væsentligste årsag til at løvfrøer forsvandt.

Selv hundestejler er en trussel mod løvfrøynglen. I nogle tilfælde lykkes det haletudserne at overleve i vegetation nær bredden, der er så tæt, at hundestejlerne ikke kommer ind eller i små huller fra kreaturtramp i lavvandede, sommerudtørrende vandhuller nær kysten (pers. obs. P. K. Christensen). Men i de fleste tilfælde betyder indvandring af hundestejler, at løvfrøerne uddør.

Rovfisk og krebs udgør desuden en trussel mod ikke alene ynglen men også af de ynglende, voksne løvfrøer. Løvfrø er dermed meget sårbar overfor fisk og krebs.

### **Udsætning og fodring af ænder og gæs**

Ænder og gæs æder løvfrøens æg og nyklækkede haletudser, når de snadrer i og æder sump- og flydebladsvegetationen. Vandkvaliteten forringes samtidig med ophvirvling af bundmateriale og mineralisering af plantevæksten. Gentagen udsætning og fodring af ænder og gæs, er en væsentlig trussel mod løvfrø. Så snart ænder i større antal sættes ud i et vandhul, flytter løvfrøerne væk.

## Ødelæggelse af rasteområder

Hegnssklipning, rydning og fjernelse af levende hegn, slåning af krat i skovbryn, slåning eller ligefrem rydning og/eller bortgravning af krat og fritstående buske om sommeren, kan udgøre en direkte og meget væsentlig trussel mod rastende løvfrøer om sommeren og hvis der er tale om rydning og bortgravning i vinterhalvåret, desuden mod rastende, overvintrende løvfrøer, hvad enten det sker som led i landbrugsdriften eller i forbindelse med bygge og anlægsprojekter.

Rydning af krat, vej- og grøftekanter med slagleklipper nær løvfrøvandhuller er sandsynligvis en stor trussel mod nyforvandlede løvfrøer fra slutningen af juli (Hansen 2004).

Nedvisning af brombærbuske og krat med sprøjtemidler er også en trussel mod løvfrøen og dens rasteområder, selvom buskene med tiden kommer igen, vil der være en periode hvor frøerne har forringede levevilkår.

**Figur 9.10.** Rasteområde for løvfrø efter behandling med sprøjtemiddel. Der ses en rastende løvfrø let skjult siddende på blad af brombær (foto: Per Klit Christensen).



## Skovrejsning

Tilplantning som medfører overskygning af gode rasteområder nær ynglesteder, kan forringe levevilkårene væsentligt og skovrejsning på lysåbne områder eller i mosaiklandskaber er dermed en trussel mod løvfrø. Skovrejsning favoriserer salamandre, der lever i skov, på bekostning af løvfrø. Voksne individer af stor og lille vandsalamander benytter ofte vandhuller og vandsamlinger som levesteder det meste af sommerhalvåret og er meget effektive prædatorer på æg og yngel af løvfrø. Skov udgør en barriere for løvfrøens spredning i landskabet.

I de første år efter plantning af skov i et nærområde til løvfrøens ynglesteder, kan der kortvarigt ske en forbedring af løvfrøens rastesteder, medens træerne endnu er helt små og der stadig findes lysåbne områder. Så snart bevoksningen bliver højere og mere tæt, vil det tilplantede område blive uegnet som rastested for løvfrø og udgøre en barriere for spredning mellem aktuelle og potentielle yngle- og rasteområder. Skovrejsning bør derfor helt undgås nær løvfrøens ynglesteder og på egnede og potentielle rasteområder i omgivelserne omkring ynglesteder og potentielle ynglesteder. Ved skovrejsning i

områder, der udgør oplagte og mulige spredningskorridorer til nye og potentielle yngle- og rasteområder og eventuelle andre forekomster af løvfrø, bør der som minimum sikres brede lysåbne korridorer og områder gennem de arealer, der påtænkes plantet til og sikres plads til nye ynglesteder på egnede placeringer. Dybdepløjning bør altid undgås i en 500 m radius omkring løvfrøens ynglesteder og potentielle ynglesteder.

Inddragelse af dyrkede og lysåbne arealer til byudvikling foran sydvendte skovbryn og levende hegn og krat, kan ligeledes være en trussel mod løvfrø, hvis byggeri eller haveanlæg medfører skygning af eksisterende og potentielle rasteområder.

### **Trafikdrab og anlæg af veje og byggeri**

Som eksempel på en løvfrølokalitet, som er ødelagt af vejanlæg, kan nævnes Sortmosen nord for Ustrup i Sønderjylland. Her var i 1980 en lavvandet sump med 30-40 kvækkende løvfrøer. I 1985 var lokaliteten ødelagt, og løvfrøerne væk. Den sønderjyske motorvej var lagt umiddelbart langs den vestlige del af mosen, og der var etableret rastepladser tæt ved. Dette medførte en vandstandssænkning, så mosen nu er groet helt til med skyggende sumpskov. Desuden afskærer motorvejen de ynglende frøer fra de mest sandsynlige sommer-opholdssteder, som er levende hegn og sydvendte skovbryn ved vestsiden af motorvejen. Selve mosen blev ikke fyldt op; men løvfrøerne forsvandt alligevel (pers. obs. K. Fog).

Løvfrøer kan somme tider med held krydse store veje, selv motorveje. Det fremgår af, at løvfrøer kvækker i vandhuller som de kun har kunnet nå frem til ved at krydse en stærkt trafikeret motorvej. I det ene tilfælde, ved Vordingborg, har løvfrøerne endog permanent koloniseret vandhuller på den anden side af motorvejen. I den forbindelse spiller det en rolle, at løvfrøer bevæger sig meget hurtigt på jorden, hurtigere end de fleste paddearter, og at de næsten kun vandrer om natten. Det kan altså ske, at nogle løvfrøer når levende over; men hvor mange der dør undervejs, vides ikke. Ved Sortmosen nær Ustrup er der anlagt en motorvej imellem en ynglelokalitet og sommeropholdsstederne. Løvfrøerne skulle efterfølgende bevæge sig mange gange frem og tilbage over vejen på en sæson, herunder de nyforvandlede. Det kunne bestanden ikke overleve.

### **Indavl**

Undersøgelser på Lolland og Sydsjælland viser, at løvfrøbestande, der i en periode har været meget små, har nedsat levedygtighed. Bestandenes levedygtighed er målt som den del af indsamlede æg, som udvikler sig normalt og når frem til metamorfose ved opvækst i akvarier. I bestande som kun er moderat ramt af indavl, udvikler over 80 % af ynglen sig normalt. Men i de hårdest ramte små bestande er det helt ned til 42-43 %, der udvikler sig normalt. Disse data hænger sammen med bestandenes trivsel i felten. Bestande hvor ynglen har dårlig levedygtighed, klarer sig relativt dårligt i naturen – de vokser næsten ikke, og er dårlige til at kolonisere nærliggende vandhuller (Fog et al. 2019).

## **9.6 Generelle og specifikke forvaltningstiltag**

Fra midt i 1900-tallet og 40-50 år frem gik antallet af vandhuller med løvfrø ned med ca. 95 % på landsplan. Årsagerne til dette er nævnt i afsnit 4. For at



stoppe tilbagegangen, må man kompensere for de negative faktorer. Eutrofi-ering kompenseres ved at stoppe dræntilløb og oprense næringsrigt bundmateriale; overskygning kompenseres ved at rydde pilekrat og fælde træer. Udsætning af fisk kompenseres ved at pumpe vandhullerne helt tørre og fjerne næringsrigt bundmateriale. Sådanne tiltag blev finansieret i stort omfang af amterne frem til 2006. Efter 2006 er indsatsen kun fortsat visse steder i nogle kommuner.

### **Udviklingen kan vendes**

Der er gennem mange års adaptiv naturforvaltning især i amtskommunalt regi gennem samarbejdsprojekter mellem amter, private og frivillige aktører opnået et stort vidensgrundlag og dokumentation for, hvilke typer af forvaltningsmæssige tiltag og indsatser der virker i forhold til at bevare løvfrø.

Frem til 1997 blev der i Danmark etableret eller retableret 1.177 vandhuller med henblik på løvfrø (Fog 1997). Dette betød en enorm fremgang for løvfrøen på landsplan, fra ca. 4.000 hanner til næsten 10.000 hanner (Fog 1997). Ud af de 1.177 vandhuller var de 599 på Bornholm; 46 % af disse var oprensninger, og 54 % var nygravede vandhuller (pers. medd. F. Hansen). Frem til 2001 blev der i alt etableret og retableret 770 vandhuller på Bornholm, heraf 55 % nygravede vandhuller (Hansen, 2004) Projekterne har haft en enorm effekt. Fra et lavpunkt på 89 vandhuller i 1991 er arten på Bornholm gået frem til at kvække i 199 vandhuller i 1996 og 666 vandhuller i 2008. På Lolland forsvandt løvfrøen fra 70 % af sine vandhuller fra 1981 til 1991. Primært finansieret af Storstrøms Amt blev der efterfølgende og frem til 2006 udført 129 vandhulsprojekter for løvfrøen (Fog, unpubl.) Som resultat af dette gik antallet af vandhuller med løvfrø på Lolland frem fra 36 i 1991 til 110 i 2001 og ca. 120 vandhuller i 2007-2011. Efter nedlæggelsen af Storstrøms Amt er der kun udført få tiltag for løvfrøer på Lolland. Mange af de tidligere (r)etablerede vandhuller er efterhånden groet til med pilekrat, og allerede i 2016 var løvfrøen igen forsvundet fra ca. 50 % af de vandhuller, hvor den fandtes 5- 10 år tidligere.

Hvis der ikke sker en opfølgende indsats, herunder regelmæssig overvågning af løvfrø samt en vurdering af effekten af gennemførte forvaltningsmæssige tiltag, mister man muligheden for at foretage en løbende justering af indsatsen og muligheden for at gribe ind i tide, hvis afgræsningen ophører, vandhuller overskygges eller hvis der sker utilsigtede tiltag såsom udsætning af fisk eller krebs i ynglestederne.

### **Forstyrrelse**

Tiltag for at begrænse forstyrrelse og forsætligt drab af løvfrøer er biologisk relevant ved projekter hvor der sker indgreb i dele af en bestands levesteder. Det er vigtigt at være opmærksom på, at selvom der kan være mange egnede rasteområder i terrænet omkring ynglesteder, vil løvfrøernes fordeling ofte være meget centreret omkring de aktuelt allerbedste rasteområder, hvor en stor andel af en bestand kan tage ophold sommeren igennem og måske også overvintre samme sted. Et indgreb hvor der fx kun fjernes et mindre krat vil ofte være helt uden betydning for bestanden, men det kan man ikke afgøre uden en konkret vurdering af rasteområdets egnethed for løvfrø eller en viden om, hvilke rasteområder løvfrøerne aktuelt benytter.

Derfor bør der altid udføres en faglig vurdering af indgrebets betydning for bestanden lokalt, inden denne type tiltag planlægges. Det vil ikke være



tilstrækkeligt at foretaget en kvantitativ vurdering af det samlede omfang af levesteder, men også en kvalitativ vurdering af hvilke levesteder der aktuelt er særligt vigtige for bestanden.

Tiltag med henblik på at bevare en bestand af løvfrø, bør foruden viden om bestanden, baseres på aktuel viden om tilstanden af vandhuller og rastesteder. Det er forudsætningen for et vellykket projekt.

Målet med de tiltag, der udføres, bør være at sikre bestandens overlevelse i de påvirkede områder, hvilket opnås ved at sikre egnede og velfungerende yngle- og rasteområder.

### **Ødelæggelse og forringelse af yngle- og rasteområder**

Løvfrøens ynglesteder kan være tidvise vandhuller på naturbeskyttede enge og græsarealer samt permanente vandhuller, der er beskyttede af naturbeskyttelsesloven. Hvis dispensationer kan indebære forringelser, skal det gennem tiltag sikres, at bestanden ikke skades og at den økologiske funktionalitet som minimum opretholdes både kvalitativt og kvantitativt. Løvfrøens ynglesteder kan også være markoversvømmelser. Netop disse ynglesteder er meget truede, da ejer og bruger sjældent er klar over eller har forståelse for, at arealet er beskyttet når løvfrøen yngler der. Markoversvømmelser opstår især i naturlige lavninger hvor de eksisterende dræns funktionalitet er nedsat eller opørt. Ny- og gendræning vil ofte hindre, at der i en årrække genopstår en markoversvømmelse samme sted. Terrænregulering ved opfyldning af lavninger med overskudsjord forringer fremtidig dannelse af tidvise vandhuller og markoversvømmelser og bør undgås.

En reel beskyttelse af løvfrøens rasteområder forudsætter en registrering og udpegning sådanne områder, da den enkelte ejer og bruger sjældent har kendskab til hvilke områder, der er egnede og aktuelle rasteområder for løvfrø. De vigtigste rasteområder ligger ofte inden for en afstand på blot 100 m fra nærmeste ynglested, men vigtige rasteområder kan sagtens ligge flere hundrede meter fra ynglestedet.

Nedvisning og maskinel slåning af rasteområder, herunder vegetationen nær ynglesteder, hvor der kan forventes rastende løvfrøer bør undgås fra april til oktober. Specielt bør der tages hensyn til, at der kan sidde nyforvandlede løvfrøer i højt voksende urtevegetation, fx brombær, langs vejkanter og grøftekanter fra midten af juli til oktober. Slåning af sådanne bevoksninger nær løvfrøens ynglesteder bør derfor undgås, medmindre der, umiddelbart forinden slåning ønskes udført, ikke er fundet rastende løvfrøer de pågældende steder. Hvis der er rastende løvfrøer, vil slåning kunne medføre at løvfrøerne bliver slået ihjel.

### **Naturpleje og arealforvaltning**

I landskaber, hvor der hverken årligt eller med få års mellemrum opstår nye ynglesteder i form af tidvise oversvømmelser og vandhuller i lysåbne landskaber og hvor der ikke er afgræsning med kreaturer omkring vigtige leve- og ynglesteder, vil der løbende være behov for pleje af især ynglesteder men ofte også af rasteområder, for at undgå tilgroning og overskygning med træer og buske. Bedst er det, hvis der årligt sker en slåning af opvækst af træer og buske i bredzonen, så bredzonen forbliver fuldt soleksponeret.

Desuden vil der med tiden opstå behov for forbedring af vandkvaliteten ved oprensning af næringsrigt dynd, især i vandhuller hvor der sker en nærings-tilførsel fra omkringliggende marker og eller vandhuller, der modtager store mængder blade fra omkringstående træer. Fjernelse af fisk hører også til blandt de tiltag, der kan være behov for. Typisk på grund af udsætning af fx karusser, hvilket typisk sker, hvis der er flere brugere af en ejendom eller i forbindelse med ejerskifte.

En stor del af løvfrøens yngle- og rastesteder er i privat eje men der findes dog flere betydelige bestande af løvfrø på såvel statslige som kommunalt ejede arealer.

Forvaltningen af løvfrø er i de privat ejede områder afhængig af at der kan skabes forståelse og interesse hos de enkelte lodsejere for at gennemføre de tiltag, der er nødvendige for at bevare de tilbageværende bestande. Et ejerskifte kan betyde, at velvilje og forståelse forsvinder. Et ejerskifte kan også føre til, at tiltag der tidligere ikke kunne iværksættes, nu møder forståelse og velvilje. Forvaltningen af løvfrø på privat jord er en iterativ proces, hvor det er meget vigtigt at bruge de muligheder, der er og opstår i landskabet for at bevare arten. Der mangler dog i høj grad den kontinuitet, der skal til for at sikre en langsigtet forvaltning af løvfrø på privatejede arealer.

### **Anlæg af veje og byggeri**

Det forudsætter et aktuelt kendskab til løvfrøens udbredelse, ynglesteder og rasteområder i det område, der berøres af et anlægsprojekt, at kunne vurdere hvilke tiltag, der er relevante.

Det skal vurderes, om et projekt kan opsplitte bestande og medføre opsplitning mellem yngle- og rasteområder. Løvfrø kan udenfor yngletiden opholde sig mere end 1 km fra ynglestedet. Anlæg af veje kan medføre opsplitning mellem bestande og mellem yngle- og rasteområder. Det er vigtigt for opretholdelsen af den økologiske funktionalitet, at der opretholdes egnede spredningsveje mellem bestande, mellem ynglesteder og mellem yngle- og rasteområder.

Direkte ødelæggelse af yngle- og levesteder i forbindelse med vejprojekter bør helt undgås. Hvis det ikke er muligt, vil der være behov for at etablere nye yngle- og rastesteder inden de eksisterende yngle- og rastesteder påvirkes eller nedlægges.

Ved nedlæggelse af yngle- og rasteområder vil det typisk ikke være tilstrækkeligt at erstatte hverken antallet og arealerne af nedlagte levesteder i forholdet 1:2. Der skal også tages højde for såvel afstande til andre bestande og til en flytning af bestanden ved opdræt og genudsætning.

Ved anlæg af veje og byggeri i nærheden af løvfrøens yngle- og levesteder kan der være risiko for at der sker en negativ direkte påvirkning af ynglestederne ved tilledning af drænvand eller fx. vandstandssænkning med risiko for påvirkning af artens ynglesucces. Der kan ligeledes ske skade på rasteområderne og dermed også på rastende løvfrøer. Det kan være vanskeligt at holde løvfrøer borte fra bygge- og anlægspladser ved opsætning af midlertidigt hegn. Det mest effektive vil typisk være at sikre eksisterende rastesteder mod indgreb og etablere nye rasteområder og ynglesteder på egnede steder i nærheden så bestanden kan modstå de negative påvirkninger af byggeri og anlægsarbejde.

Løvfrøer kan somme tider med held krydse store veje, selv motorveje. Det fremgår af, at på Sjælland (ved Vordingborg og ved Slagelse) er der to eksempler på, at løvfrøer kvækker i vandhuller som de kun kunne nå frem til ved at krydse en stærkt trafikeret motorvej. I det ene tilfælde, ved Vordingborg, har løvfrøerne endog permanent koloniseret vandhuller på den anden side af motorvejen.

For at holde løvfrøerne væk fra anlægsområdet kan der eventuelt opstilles midlertidige paddehegn i perioden marts-oktober, som er den periode, hvor løvfrøer er aktive, men effekten vil erfaringsmæssigt være tvivlsom, hvis der ikke føres et intensivt tilsyn. I nogle tilfælde kan det være mere effektivt at udføre biotopforbedrende tiltag omkring levesteder, inden anlægsarbejdet igangsættes.

Løvfrøer kan klatre op ad lodrette flader og dermed forcere almindelige paddehegn. De kan klatre op i urter og buske nær hegnet og derfra springe hen over hegnet og endda springe over et almindeligt paddehegn fra siddende position på jorden. Paddehegn skal derfor udformes med et buet udhæng for at holde løvfrøer ude. Et paddehegn vil kun fungere for løvfrø, hvis det holdes fri for al højere vegetation tæt på hegnet hvert eneste år.

Løvfrøer kan vandre igennem paddetunneler, men faunabroer med buskbevoksning vil for denne art være en bedre løsning.

De "passive" tiltag i form af paddehegn og -passager er ikke tilstrækkelige til at afbøde alle negative effekter af opsplittning mellem yngle- og rasteområder, forstyrrelser og øget dødelighed.

Generelt anbefales det at etablere nye yngle- og rasteområder, eventuelt suppleret af pleje af vandhuller der ikke aktuelt er egnede som ynglesteder for løvfrø, for at sikre levedygtige bestande på begge sider af vejen, hvis der sker en opsplittning af bestanden som følge af en vej.

Metoder og praksis for forbedring af vandhuller fremgår blandt andet af Vejdirektoratets vejledning (Fog et al. 2015).

Indgreb i ynglesteder bør udelukkende ske uden for yngletiden og efter at haletudserne er forvandlet og de nyforvandlede løvfrøer har forladt ynglestedet (august/september-marts). Ved indgreb i ynglestedet i august-september, bør ikke ske uden at det er konstateret, at ynglen har forladt ynglestedet.

Indgreb i aktuelle og potentielle rastesteder i dvaleperioden (oktober-marts) forudsætter, at der i sensommeren forinden er foretaget en undersøgelse af, hvor i terrænet løvfrøerne raster.

Det er i et hvert projekt, hvor der gennemføres tiltag, vigtigt at overvåge effekten af de gennemførte tiltag. Dels for at kunne justere og optimere de gennemførte tiltag og dermed sikre og dokumentere, at tiltagene virker efter hensigten, dels for at bidrage til en løbende vidensopbygning, til brug for andre projekter.

### **Indsamling og opdræt**

Indsamling og flytning af voksne dyr kan ikke udføres uden at det vil få konsekvenser for den pågældende bestand og bør ikke foregå. Indsamling af æg og opdræt til enten store haletudser nær forvandlingen, kan bruges som metode til at etablere en ny bestand som kopi af en eksisterende. Der bør tilbageføres 15 % af det indsamlede antal æg som opdrættede store haletudser eller

bedre nyforvandlede dyr for at holde moderbestanden skadesløs ved indsamlingen. Hele den indsamlede diversitet (antal parringer) skal repræsenteres ligeligt ved tilbageførsel til moderbestanden. Der bør indsamles så stor genetisk diversitet (antal parringer) fra moderbestanden som muligt.

## 9.7 Andre forhold relevante for forvaltningstiltag

Der er ikke andre forhold relevante for forvaltningstiltag.

## 9.8 Referencer

Borgula, A. (1990): Naturschutzorientierte Untersuchungen beim Laubfrosch (*Hyla arborea*); Bestandsentwicklung, Laichhabitat, Verhalten während der Laichperiode, Gefährdung und Schutz. 100 pp. Lizentiatsarbeit, Ethologische Station Hasli, Zoologisches Institut, Universität Bern.

Broen, A.J.J. og Vergoossen, W.G. (1983): Zes seizoenen onderzoek en beheer van een boomkikkerpopulatie in Midden- Limburg (1978-1983). *Natuurhistorisch Maandblad* 72 (10/11): 195-202.

Christensen, P.K. (1998): Et populationsbiologisk studie af løvfrø *Hyla arborea* og dennes valg af sommerhabitat. Specialrapport. Institut for Økologi og Molekylærbiologi. Sektion for zoologi. Den kgl. Veterinær og Landbohøjskole.

Clausnitzer, H.J. (1986): Zur Ökologie und Ernährung des Laubfrosches *Hyla a. arborea* (Linneus, 1758) im Sommerlebensraum (Salientia: Hylidae). *Salamandra* 22 (2/3): 162-172.

Fog, K. (1988a): Reinvestigation of 1300 amphibian localities recorded in the 1940s. *Memoranda societatis pro fauna et flora Fennica* 64(3): 134-135.

Fog, K. (1988b): Løvfrøer og andre padde på Bornholm. Rapport. 79 pp. Bornholms Amtskommune, Teknisk Forvaltning.

Fog, K. (1997): A survey of the results of pond projects for rare amphibians in Denmark. *Memoranda societatis pro fauna et flora Fennica* 73 (3-4): 91-100.

Fog, K., Schmedes, A. og de Lasson, D.R. (1997): Nordens padde og krybdyr. 365 pp. Gads Forlag.

Fog, K. (2006): Rødlistede padde og krybdyr i Storstrøms Amt 2006. Natur- og Plankontoret, Storstrøms Amt. 88 pp.

Fog, K., Christensen, P.K., Adrados, L.C., Frisenvænge, J., Briggs, L., Hesselsøe, M., Damm, N. og Ravn, P. (2015): Nye ynglesteder for padde og firben ved anlæg af veje. Rapport 527.

Fog, K., Adrados, L.C., Andersen, A., Briggs, L., Christensen, P.K., Damm, N., Hansen, F., Hesselsøe, M. og Mikkelsen, U. pp 149-179 i Heatwole, H. and Wilkinson, J.W. (eds) (2019): *Amphibian Biology, Volume 11: Status of Conservation and Decline of Amphibians: Eastern Hemisphere, Part 5: Northern Europe*. Exeter: Pelagic Publishing.

Hansen, F. (2004): Verbreitung und Gefährdung des Laubfrosches (*Hyla arborea*) auf Bornholm (Dänemark) und Massnahmen zur Lebensraumoptimierung.

lung. Pp. 133-143 i Der Europäische Laubfrosch. Zeitschrift für Feldherpetologie, Supplement 5.

Moravec, J. (1990): Postmetamorphic growth in the European tree frog (*Hyla arborea*). Acta universitatis Caro-lineae - biologica 34: 359-370.

Stumpel, A.H.P. og Hanekamp, G. (1986): Habitat and Ecology of *Hyla arborea* in The Netherlands. Studies in Herpetology, Rocek Z (ed.), pp. 409-412.

Stumpel, A.H.P. (1993): The terrestrial habitat of *Hyla arborea*. In A.H.P. Stumpel & U. Tester; Ecology and Conservation of the European Tree Frog p. 47-55.

Søgaard B., Adrados, L.C. og Fog, K. (2018): Overvågning af padder, Teknisk anvisning til ekstensiv overvågning, Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi.

Tester, U. (1990): Artenschuetzerisch relevante Aspekte zur Oekologie des Laubfroschs (*Hyla arborea*). Thesis, Universität Basel. 291 pp.

Tester, U. (1992): Some remarks on the population biology of the tree frog (*Hyla a. arborea*) in the region of Ba-sel. Pp. 433-438 in Korsos, Z. & Kiss, I. (eds.): Proceedings of the 6th ordinary general meeting of the Societas Europaea Herpetologica, Budapest. Hungarian Natural History Museum.

Van Gelder, J.J., van den Broek, J.G.J., Stortelder, L.J.M. og Kelleners, P.B. (1978 b): De boomkikker, *Hyla arborea*, in Nederland. II. Migratie. Levende Natuur 81 (5): 200-205.

## 10 Spidssnudet frø

*Rana arvalis*

Af Kåre Fog, Per Klit Christensen og Martin Hesselsøe

**Figur 10.1.** Spidssnudet frø  
(tegning: Kåre Fog).



### 10.1 Status

Visse steder i landet er spidssnudet frø almindelig og udbredt; men i store dele af landet, så som Østjylland, Fyn, Sydsjælland og Lolland, er den gået voldsomt tilbage og blevet en sjælden, truet art.

Den er mere end andre arter af brune frøer afhængig af sammenhængende naturområder med god kontakt imellem nærliggende ynglevandhuller. Den forekommer især i udstrakte eng- og moseområder.

### 10.2 Levevis

Spidssnudet frø viser i sin udbredelse geografisk variation. Særlig iøjnefaldende er at der findes typer med forskellige farvemønstre (Fog 2008a), som formentlig er genetisk betingede. De forskellige farveformer har forskelle i biotopvalg, og til dels i deres fysiologi. Den mest udbredte form, maculata-formen, er brun med mørkere pletter på hver side af ryggens midtlinje. Fra den adskiller sig striata-formen, der har en bred gul rygstribe fra issen og hele vejen ned ad ryggen. Den gule rygstribe er langs hver side kantet af aflange mørkere pletter. Denne form (striata) mangler i centrum af artens udbredelse, og findes kun i landområder nær artens udbredelsesgrænse. Derudover findes flere andre former.

I Danmark findes tre farvetyper (Fog 2008b): Maculata-formen, striata-formen, og så nigromaculata-formen, der har en lys gråbrun bundfarve med sorte pletter på ryggen, også hen over ryggens midtlinje. De tre typer har forskellig udbredelse i Danmark. Maculata forekommer over alt, hvor arten er til stede, men på næringsfattige lokaliteter kan den være meget fåtallig. Striata findes især i Jylland, og mangler helt på Sjælland. Nigromaculata findes næsten kun på Sjælland, og er hyppig på Nordvestsjælland. De tre formers biotopvalg er noget forskellig.

Den isolerede forekomst af spidssnudet frø på Læsø er speciel ved, at de fleste individer har en usædvanligt kort snude.

I forvaltningen af bestande af spidssnudet frø bør man være opmærksom på, at der er genetisk variation inden for landets grænser. Især må tages hensyn til bevaringen af nigromaculata-formen, der har stærkt begrænset geografisk udbredelse, i Danmark så vel som i verden.

Så snart frøerne kommer op af de huller, hvor de har overvintret, bevæger de sig imod ynglevandhullet. Almindeligvis er de første individer på vandring omkring 10. marts, og fra da af strækker perioden med tilvandrende dyr sig til starten af april. Tilvandring sker kun i nætter med favorabelt vejr, dvs. lufttemperatur et stykke over 0 °C, samt rolige vindforhold og gerne nedbør. Undtagelsesvis kan enkelte individer være fremme fra den sidste uge af februar. I milde vintre kan spidssnudet frø ses på vandring til ynglestedet allerede i januar (pers. obs. P.K. Christensen).

Efter at have ynglet vandrer frøerne igen væk fra ynglevandhullet. Det sker fortrinsvis i en periode med fugtigt, lunt vejr. Udvandringen sker typisk i sidste halvdel af april eller i første halvdel af maj, afhængigt af vejret. Vandringer følger ikke nødvendigvis ledelinjer i landskabet; den kan ofte forløbe hen over dyrkede marker.

Spidssnudet frø yngler i mange slags vådområder lige fra ganske små vandhuller til bredden af store søer og fra helt overskyggede ellesumpe til fuldstændig lysåbne vandhuller. De mest typiske ynglesteder er lavvandede vandhuller på afgræssede enge og i moser. Det gør ikke noget at vandhullet tørrer ud hen på sommeren, hvis blot det holder vand frem til ca. 1. juli.

Arten kan godt yngle i lettere brakt vand på strandenge.

Nogle vandhuller har for surt vand til at æggene kan udvikle sig. Ved pH-værdier under 4 dør æggene (Andrén et al. 1989). I Danmark observeres dette bl.a. en del steder i Gribskov.

**Figur 10.2.** Nyere vandhul - ynglested for spidssnudet frø (foto: Per Klit Christensen).



Hannerne er til stede i ynglevandhullet, hvor de svømmer rundt i vandoverfladen, og eventuelt kvækker. Når en hun kommer ned til vandhullet, bliver



den hurtigt grebet af en han og parret. Straks efter begynder æglægningen, som ofte er overstået på 3-10 minutter. Æggene lægges i runde klumper, der typisk indeholder 1.000-2.000 æg. Ægklumperne lægges som regel tæt ved andre ægklumper, hvor det er muligt.

De fleste æg lægges i løbet af en periode på kun få dage, men afhængigt af vejrforholdene kan der være adskillige uger mellem de først lagte og de sidst lagte æg.

Der går oftest 3-4 uger, inden æggene klækker. Klækningen sker typisk sidst i april. De nyklækkede haletudser sidder stille på fx plantestængler, inden de efter et par dage begynder at tage føde til sig. I løbet af deres opvækst fordeler de sig over hele vandhullet. Når de har nået en længde på ca. 4 cm, forvandler de sig til små frøer, der går på land. Det sker typisk sidst i juni eller lidt ind i juli, i nogle tilfælde til hen i midten af juli, afhængigt af vejrforholdene og af ynglestedets udformning og beliggenhed.

De nyforvandlede frøer, der går på land, har en længde på 12-19 mm. De op søger steder, hvor der er passende mængde føde i form af små insekter. De lever på land nogle år, mens de vokser til voksen størrelse. De fleste hanner er kønsmodne efter to overvintringer, nogle dog først efter tre. De fleste hunner er først kønsmodne efter tre overvintringer.

Mange prædatorer efterstræber haletudserne. Det gælder de mange rovinsekter i vandet og særligt væsentligt fisk, herunder karusser og hundestejler.

Fiskehejren er formentlig den væsentligste prædator af voksne frøer. Frøerne er meget udsat for at blive ædt af fiskehejre, når de er aktive i ynglevandhullet og ofte ligger i vandoverfladen. Fiskehejrer kan decimere ynglebestande, også på optimale lokaliteter, og også udrydde en bestand helt, i hvert fald midlertidigt, indtil frøerne eventuelt genindvandrer (pers. obs. K. Fog). I landskaber med særlig mange fouragerende hejrer er spidssnudet frø gået stærkt tilbage fra lokaliteter, hvor det ikke kan forklares med landskabsændringer (pers. obs. K. Fog). Mårhund er formentlig nogle steder en væsentlig prædator.

De nyforvandlede frøer opholder sig relativt længe nær vandhullet, dvs. de vandrer langsommere væk fra vandhullet end andre brune frøer. Det er derfor vigtigt for en god ynglesucces, at der er egnede fourageringsområder tæt ved vandhullet; det krav er bedst opfyldt i moser og enge.

I øvrigt trives spidssnudet frø bedst, hvor der er sammenhængende naturområder, sådan at de kan bevæge sig igennem egnet vegetation fra det ene sted til det andet. Foruden enge og moser kan det bl.a. være fugtige heder, heder, strandenge, græsmarker eller fugtige løvskove, og ældre naturskovsagtige, fugtige, lysåbne nåleskove.

Der er forskelle mellem de forskellige farveformer.

- Frøer af typen striata findes især på næringsfattige lokaliteter, dvs. de yngler i ret næringsfattige og ofte temmelig lavvandede vandhuller, og findes uden for yngletiden på lysåbne lokaliteter, i næringsrige eller næringsfattige moser, på enge, i klitter, ved strandbredder, og i lysåbne mosaiklandskaber.
- Maculata-formen findes især i næringsrige moser, men relativt sjældent i næringsfattige moser. Desuden bl.a. i løvskov, på strandenge, og langs

grøfter. Man kan også finde dem på især de mere fugtige dele af flerårige brakmarker.

- *Nigromaculata*-formen findes langt overvejende i næringsrige moser og enge.

Frøerne har ofte nogle huller i jorden, som de gemmer sig i. De kommer frem og søger føde i vegetationen nær disse huller, men sådan at hvis de efterstræbes, kan de hurtigt hoppe tilbage i hullet og gemme sig.

Afstanden fra ynglevandhullet til de voksnes opholdssteder kan være op til 1 km eller mere; men oftest er det få hundrede meter eller endnu kortere.

I løbet af oktober opsøger frøerne deres overvintringssteder. De vandrer i retning af ynglevandhullet. Nogle få frøer overvintrer i vandhullet; men langt de fleste overvintrer på land. Det er almindeligt at de simpelt hen graver sig ned i jorden eller i eksisterende hulrum, hvor de ligger i fx 20-40 cm dybde. Det kan ofte være midt på en relativt tør bakkeskråning, eventuelt på en dyrket mark. Ved Hillerød har man fundet, at spidssnudet frø overvintrer i bare græsmarker (Høberg 2018).

Der er generelt en hurtig omsætning i bestande af spidssnudet frø. Det forekommer ofte, at bestandsstørrelsen fordobles eller halveres fra et år til det næste. I Rusland har man fundet, at der årligt dør 35 til 85 % af de voksne frøer, i gennemsnit lidt over 50 % (Lyapkov 2008).

### **Levested gennem hele livscyklus for alle livsstadier**

Arten yngler i mange typer af vandhuller, men især i vandhuller i enge, moser og klitheder. Herunder habitat-naturtyperne 2190 Klitlavning, 3110 Lobeliesø, 3130 Søbred med småurter, 3140 Kransnålalgesø, 3150 Næringsrig sø og 3160 Brunvandet sø. Her foregår parring og æglægning i løbet af en kort periode i marts-april. Derefter går de voksne dyr på land; de opholder sig sommeren igennem fortrinsvis på steder med udbredt naturlig vegetation, så som enge, moser og skove.

Fødesøgningsområder er foruden ynglehabitaterne alle typer moser og enge, her under bl.a. habitatnaturtyperne: 2140 \*Klithede, 6410 Tidvis våd eng, 7220 \*Kildevæld og 7230 Riggær.

Alle våde lysåbne naturtyper kan også være fødesøgningsområder. Dette gælder til en vis grad også strandenge.

Frøerne er aktive til hen på efteråret, hvorefter de går i vinterdvale, oftest ved at søge ned i huller i jorden, eller selv grave sig ned.

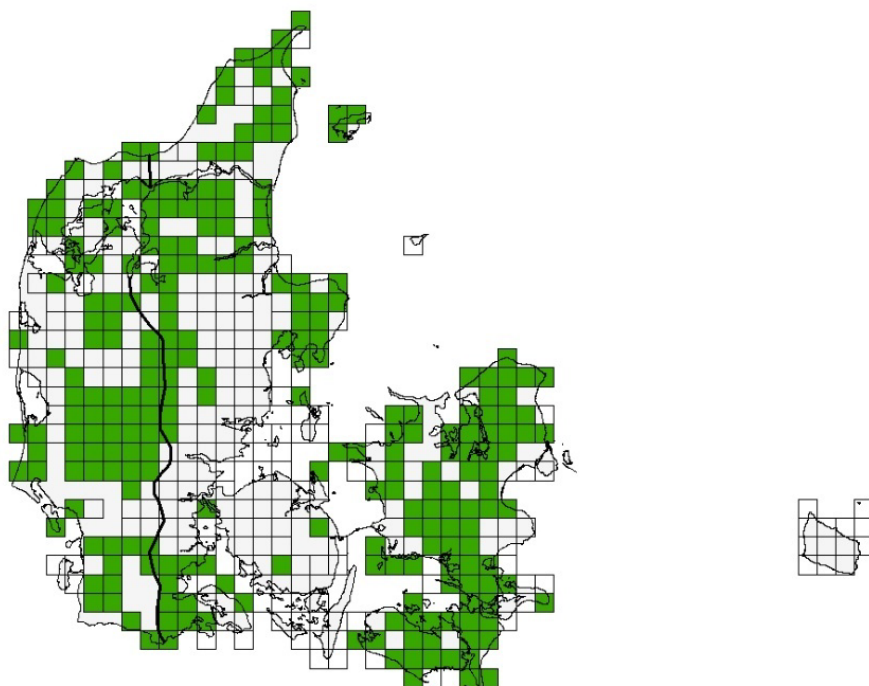
Overvintringsområdet er ofte noget tættere ved ynglevandhullet, end sommeropholdsstedet. Det kan ikke henføres til naturtyper. Dyrene kan simpelt hen grave sig ned i jorden; men forekomst af rådne stammer, hulrum i jorden eller mellemrum mellem store sten kan være til gavn for dyrene.

Vandringsområder kan heller ikke specificeres til naturtyper. Det væsentlige er at der ikke forekommer barrierer (som veje, store bygninger, større vandløb mm.) der forhindrer vandringsen.

### 10.3 Udbredelse

På verdensplan har spidssnudet frø en østlig udbredelse. Den mangler eller er sjælden i store dele af Vesteuropa, hvorimod den er almindeligt udbredt i Østeuropa og herfra langt ind i Sibirien.

**Figur 10.3.** Forekomst og udbredelse af spidssnudet frø i kvadrater på 10 x 10 km<sup>2</sup> ved den nationale overvågning fra 2004 til og med 2021. Grøn firkant angiver kvadrat med fund af arten, og åben firkant angiver undersøgt kvadrat uden fund. Grænsen mellem den atlantiske og den kontinentale biogeografiske region er vist på kortet med en sort streg. Figuren viser ikke andre fund af arten i perioden, ligesom figuren derfor ikke nødvendigvis viser artens fulde udbredelsesområde.



I NOVANA-overvågningen fra 2004 til og med 2021 er spidssnudet frø fundet i mange kvadrater. Vær opmærksom på, at der i den ekstensive NOVANA overvågning eftersøges yngel typisk 4 steder for arten i hvert 10 x 10 km<sup>2</sup> kvadrat. Det betyder at hvis en større del af et kvadrat er egnet for spidssnudet frø, er det meget sandsynligt, at den findes ynglende flere steder end de undersøgte.

Indberetninger af registreringer om fund af arten kan findes ved opslag i Arter.dk og hvis man har samarbejdsaftale med den private Naturbasen.dk. Vær dog opmærksom på, at mens der er kvalitetskontrol af artsbestemmelserne på Naturbasen.dk, er de mange oplysninger på Arter.dk ikke altid ekspertvalideret. Der kan derfor være fejlbestemmelser blandt de fund der er tilgængelige på Arter.dk, og hvis der er tale om "ikke-validerede fund" i landsdele, hvor arten er sjælden, bør man behandle oplysningen med kritisk sans.

I Danmark har den været udbredt næsten overalt, med undtagelse af Bornholm og enkelte andre øer. Den er dog gået voldsomt tilbage, ikke mindst i Østjylland og på Fyn. Den er nu en meget sjælden art på Fyn og på Langeland. Også på Lolland har den været vidt udbredt, men er nu sjælden. De mest livskraftige bestande synes at være i Nordsjælland og dele af Jylland.

Udover de forekomster der fremgår af kortet (figur 3) er der desuden fundet bestande på Rømø, Langeland, Amager, og Københavns Vestegn. Markeringerne på Lolland og Falster giver indtryk af en mere udbredt forekomst, end forholdene faktisk er.

#### Spredningsevne

Frørernes aktionsradius omkring ynglevandhullet er få meter hos mange individer, men op til lidt over 1 km hos andre individer.

Krivoseev et al. (1960) undersøgte i Rusland aktionsradius for både but- og spidssnudet frø. Begge arter blev i gennemsnit genfanget i en afstand af 30 m, med variationen 0,6 m - 137 m. Dyrene synes at foretage regelmæssige døgnvandring mellem forskellige biotoper. Loman (1987) fandt i Skåne, for spidssnudet frø, at individer i gennemsnit blev genfanget knap 7 m fra første findested, og at home range i gennemsnit var 260 m<sup>2</sup> i løbet af en sommer. I Holland havde tre radio-mærkede spidssnudedede frøer igennem 2 måneder en aktionsradius på højst 15 m (van Gelder og Bugter 1987). De opholdt sig konstant 5-10 m fra ynglevandhullet. Endelig, blev det i et tysk naturreservat med fangfælder konstateret, at både hanner, hunner og ungdyr fordeler sig ret jævnt ud i terrænet ud til en afstand af ca. 900 m fra ynglevandhullet (Glandt 2008).

### Koloniseringsevne

Der findes ikke mange oplysninger om artens evne til at kolonisere nye vandhuller. Der findes dog eksempler fra Danmark på, at kolonisering over en afstand på 500 m kan forløbe hurtigt, og at kolonisering over en afstand på 1 km kan forløbe over 5-10 år.

Som et eksempel på hvor effektivt spidssnudet frø kommer omkring i landskabet og koloniserer nye vandhuller er undersøgelse på et militært øvelses-terræn i Sydsjælland. Bestandene er fulgt igennem mange år, og det kan opgøres, hvor mange år et nyopstået vandhul i gennemsnit henligger, inden det bliver koloniseret af frøerne. For spidssnudet frø er resultatet, at der er gået mellem 1 og 16 år, i gennemsnit 8,6 år, inden de første æg-klumper var lagt i det nye vandhul; dette er meget langsommere end for springfrøen i samme område (se nærmere i afsnittet om springfrø).

I den sydlige del af Herning Kommune blev der i perioden 2003-2012 anlagt 24 nye vandhuller, heraf havde spidssnudet frø i 2015 koloniseret 20 vandhuller (Christensen 2015) I perioden 2015-2018 blev der anlagt yderligere 11 nye vandhuller, heraf havde spidssnudet frø i 2021 koloniseret 10 vandhuller mens arten i 2021 endnu ikke havde koloniseret 14 nye vandhuller anlagt i perioden 2019-2020. (Christensen 2022).

## 10.4 Registrerings- og overvågningsmetodikker

Spidssnudet frø kan registreres på følgende måder:

- Registrering af kvækkende hanner
- Registrering af æg
- Registrering af haletudser
- Registrering af nyforvandlede
- Fund af voksne frøer på land
- DNA-undersøgelser

En metode til at finde ynglefremkomster er at høre de kvækkende hanner. De kvækker især i solskin om eftermiddagen; men man kan ikke altid regne med, at de hanner som er til stede, faktisk kvækker. Eventuelt kan man med kikkert se hannerne i vandoverfladen; de adskiller sig fra butsnudet frø ved at de løfter hovedet højere op over vandoverfladen, så man kan se deres hvide eller blåhvide strube. Denne metode egner sig især, hvis frøerne yngler i rørskov, hvor det er svært at finde frem til det sted, hvor æglægningen foregår. Man kan sjældent få et præcist tal for antallet af hanner. På lune nætter kan kvækning også foregå om natten.

Den sikreste metode til at registrere spidssnude frøer vil i mange tilfælde være at finde deres æg i starten af april. Æggene lægges som ægklumper, ofte mange tæt sammen, sådan at den samlede masse af æg danner et helt tæppe. Ofte ligger der yderligere ægklumper enkeltvis nogle få meter fra hovedforekomsten; det kan også ske at man mere isoleret finder enkeltvis ægklumper. De lægges ofte på ret lavt vand, sjældnere på vanddybder ned til ca. 1 m. Nogle dage efter at de er lagt, flader de mere ud og kommer til at indeholde mere luft, sådan at har tendens til at flyde op i vandoverfladen.

For at finde æggene, må man vade hele vejen rundt langs vandkanten og eventuelt lidt ud i vandet, indtil man opdager dem. Registrering af æg er den bedste metode til at vurdere bestandsstørrelsen, idet hver hun lægger én ægklump. Ægklumperne kan bedst optælles, inden de er flydt så meget ud, at de flyder helt sammen med nabo-ægklumperne.

Et væsentligt problem er at skelne æg af spidssnudet frø fra æg af butsnudet frø, især fordi æg af de to arter ofte ligger helt blandet imellem hinanden. Der findes ingen stensikre kendetegn; det vigtigste er, at ægklumper af spidssnudet frø har en mere fast gelé mellem ægkernerne, hvilket bedst mærkes ved at klemme geleen mellem fingrene, samt at ægklumper af spidssnudet frø som regel har en ret klar farve, med et svagt blåviolet anstrøg, mens ægklumper af butsnudet frø er mere uklare og med et svagt gråbrunt anstrøg. Dette skal dog vurderes i sammenhæng med, hvad der er i vandet, som kan bundfælde sig på æggene og farve dem.

Endnu en mulighed er at observere æggene lige når larverne er klækket og ligger tæt ved æg-geleen. I den fase har larver af spidssnudet frø kun halvt så lange gælleduske som larver af butsnudet frø (ses ved 10 X forstørrelse).

Man kan ketsje i ynglevandhullet og fange haletudserne. Dette er en usikker metode, da der kan være temmelig få haletudser fordelt i et stort vandvolumen. Fordelen er at man registrerer, om arten faktisk kan udvikle sig på lokaliteten.

I de første uger kan haletudserne ikke artsbestemmes; det er som regel først hen i slutningen af maj, at de er store nok til at man kan artsbestemme dem. Det sker ved at inspicere rækkerne af raspetænder i mundfeltet ved 10 X forstørrelse. I den sidste uges tid før forvandlingen, resorberes tænderne, og da er artsbestemmelse ikke mulig.

For en nærmere beskrivelse af registreringsmetoderne se (Søgaard et al. 2018), der er den tekniske anvisning til national ekstensiv NOVANA overvågning af bilag IV padder.

I perioden omkring de små nye frøers landgang, oftest sidst i juni eller omkring 1. juli, kan man gennemsøge områderne langs vandhullets bred og nogle meter ind i land, for at finde nyforvandlede frøer. De er ikke lette at artsbestemme; men det kan lade sig gøre, ud fra længden af fodrodsknuden (men ikke højden af fodrodsknuden) i forhold til længden af indertåen på bagfoden. Det kræver 10 X forstørrelse. Der er også nogle brugbare kendetegn omkring tindingepletten på siden af hovedet, som beskrevet af Fog (2008c).

Ofte registreres arten ved tilfældige fund af voksne dyr, der hopper omkring i terrænet. Der kan ikke gives nogle generelle regler for, hvornår på døgnet man bedst finder dem, og hvordan man med størst sikkerhed og effektivitet finder dem. De har ikke en bestemt døgnrytme, og ofte sidder de gemt i

halvhøj urtevegetation, hvor man ikke kan finde dem. Det er dog klart, at i tørt og blæsende vejr er de ikke fremme.

Vandrende frøer under forårvandringen må registreres ved at gennemgå terrænet om natten og finde frøerne med lommelygte. Det kræver fornemmelse for, hvornår vejret er optimalt for vandring.

Generelt om tidspunkter for feltundersøgelser må siges, at sikkerhed for forekomst kan kun opnås i den periode, hvor frøernes æg kan observeres, dvs. et par uger oftest i første halvdel af april. Oplysninger om f.eks. vandringsmønstre, bestandsstørrelse og ynglesucces kræver undersøgelser i hhv. marts-april, april, og maj-juni måned. Afgørelser, der forudsætter viden om ovennævnte forhold, må derfor afvente det tidspunkt, hvor det er muligt at skaffe den nødvendige viden.

DNA-spor fra spidssnudet frø kan detekteres med flere forskellige metoder. DNA-metoderne har været anvendt flere gange til at eftersøge vandhulsorganismer i Danmark (Hesselsøe et al. 2015, 2017, 2019a, Agersnap et al. 2017). DNA-metoderne kan i hovedsagen anvendes til at påvise forekomst af en eftersøgt art. Hvis der kun tages én vandprøve for at eftersøge DNA spor af spidssnudet frø kan et negativt resultat ikke anvendes til at afvise artens forekomst i en bestemt sø. DNA-metoder kan også anvendes til at identificere æg af spidssnudet frø, som ofte kan være vanskelige at identificere i felten. Der er udviklet simple DNA-metoder til dette formål.

## 10.5 Trusler mod arten

### Naturlige prædatorer

Blandt de utallige dyr og fugle, som æder spidssnudedede frøer, er fiskehejren formentlig den væsentligste. Frøerne er meget udsat for at blive ædt af hejrer, når de er aktive i ynglevandhullet og ofte ligger i vandoverfladen. Hejrer kan voldsomt decimere ynglebestande, også på optimale lokaliteter, og også udrydde en bestand helt, i hvert fald midlertidigt, indtil frøerne eventuelt genindvandrer (Fog, pers. obs.). I landskaber med særlig mange fouragerende hejrer er spidssnudet frø gået stærkt tilbage fra lokaliteter, hvor det ikke kan forklares med landskabsændringer (Fog, pers. obs.).

Mårhund og mink er formentlig nogle steder væsentlige prædatorer.

### Udsætning af fisk og ænder

Udsætning af fisk herunder karusser og hundestejler, medfører at det meste af frøynghen ædes, og der vil ikke blive opbygget nogen stor ynglebestand. Det har stor betydning, hvor meget og hvor tæt vegetation, der er i vandet. Hvis der er tæt vegetation, har haletudserne god mulighed for at skjule sig, og da kan der være nogen ynglesucces.

Forhold, der giver adgang for fisk, er derfor også en trussel – det kan fx være hvis der etableres afløbsgrøfter, der fra vandhullet fører ud til et vandløb med fisk.

Udsatte ænder kan æde æg og haletudser, og undertiden også voksne frøer. I vandhuller med andehold vil det meste af vandplante-vegetationen være forsvundet, og i sådanne vandhuller med meget få skjulesteder for haletudserne kan frøerne slet ikke yngle.

## **Eutrofiering**

Vandhuller er igennem tiden blevet eutrofieret med markdrænvand, der via drænrør og grøfter ledes ud i vandhullet. Desuden er mange vandhuller tidligere blevet eutrofieret ved at der er tilledt afløbsvand fra husholdninger, fx afløb fra vaskemaskine, eller overløb fra septiktank. Særlig galt er det, hvis et vandhul kobles ind som en del af et vandløb, og derfor modtager alt det næringsrige vand, der ovenfra ledes ind i vandhullet.

### **Tidligere andehold kan også efterlade betydelig eutrofiering.**

Alt liv i vandhullerne, herunder ynglen af spidssnudet frø, skades af sådanne former for eutrofiering. Ved genbesøg på gamle paddelokaliteter i Hovedstadsregionen kunne det konstateres, at eutrofiering af vandhullet er den vigtigste enkeltårsag til at paddebestande forsvinder (Wederkinch og Jørgensen 1984). I 35 % af de vandhuller, hvor mindst en paddeart var forsvundet siden 1940'erne, kunne det skønnes at eutrofiering var årsagen.

## **Tilgroning**

Spidssnudet frø foretrækker at yngle i solåbne lavvandede vandhuller, eller vandhuller med flade bredder. Disse steder er således ret udsatte for tilgroning med skyggende plantevækst, såsom rørsump eller pilekrat. Nogen tilgroning tolereres; men tilgroning der hænger sammen med eutrofiering og/eller med ophør af græsning, er dog som regel til skade for arten.

## **Udtørring**

Ynglesteder for spidssnudet frø er ofte solåbne, lavvandede vandhuller på enge, ofte vandhuller der kan tørre ud hen på sommeren. Øget udgrøftning eller dræning i nærheden af sådanne vandhuller vil ofte betyde, at vandet forsvinder lidt hurtigere i løbet af forsommeren, og at det når at tørre ud, inden haletudserne forvandler sig. Fravær af dræning tæt ved vandhullet er en vigtig faktor for, at arten trives.

Det bør særligt nævnes, at i forbindelse med byggeprojekter, vejanlæg og lignende kan der ske en vandstands-sænkning i omgivelserne, som breder sig ud til siderne på større eller mindre afstande, afhængig af terræn- og jordbundsforholdene.

## **Opdyrkning af omgivelserne**

Spidssnudet frø er mere end de andre arter af brune frøer afhængig af, at der er egnede naturarealer nær ved ynglevandhullet. Jo større naturareal, jo større bestand kan opretholdes på lokaliteten. Ynglevandhuller der er omgivet af store naturarealer, fx vandhuller på heder eller i udstrakte engområder, har ofte påfaldende store ynglebestande. Når bestandene er væsentligt mindre i ynglevandhuller med opdyrkede omgivelser, kan man modsætningsvis slutte, at disse opdyrkede omgivelser er dårligt egnede som levested.

## **Trafik**

Frøer der krydser en bilvej under deres vandring, er i risiko for at blive kørt ihjel. Ved en trafiktæthed på 3.000 biler per dag, vil ca. 7 % af frøerne dø. Ved en trafiktæthed på 10.000 biler per dag vil ca. 70 % af frøerne dø (Hels og Buchwald 2001).



Jo større trafikmængde på en nærliggende vej, jo mindre er sandsynligheden for at der har overlevet en bestand af spidssnudet frø i et vandhul. I et område i Holland har man fundet, at hvis der ikke er nogen bilveje inden for 1 km radius af et vandhul, så er der mere end 85 % sandsynlighed for at der yngler spidssnudet frø i vandhullet. Hvis en betydelig del af arealet inden for 1 km radius af et egnet vandhul har mindre, ikke så trafikerede veje, så er sandsynligheden reduceret til 30-70 %. Og hvis en betydelig del af arealet inden for 1 km radius har et motorvejsforløb, så er sandsynligheden for forekomst reduceret til under 30 %. (Vos og Chardon 1998). Også genetiske undersøgelser af bestandene i det pågældende område viser, at hvis der er barrierer i form af vejforløb imellem to vandhuller, så er bestandene i de to vandhuller relativt fjernt beslægtede (Vos et al. 2001).

Også i Danmark er der set tegn på, at spidssnudet frø forsvinder fra et vandhul, hvis det ligger tæt ved en nyåbnet motortrafikvej (pers. obs. K. Fog).

## 10.6 Generelle og specifikke forvaltningstiltag

Indledningsvist må det understreges at det vigtigste forvaltningstiltag som er til rådighed, altid er at undgå at projekter påvirker levesteder for arten. Ved projekter som ikke har til formål at forbedre artens levesteder, er det næstvigtigste at sikre så stor afstand som mulig fra de områder der påvirkes, til aktuelle registreringer af arten. Som udgangspunkt må levested og bestand ikke påvirkes.

I forvaltningen af bestande af spidssnudet frø bør der tages hensyn til, at der er genetisk variation inden for landets grænser. Især må tages hensyn til bevarengen af *nigromaculata*-formen, der har stærkt begrænset geografisk udbredelse, i Danmark så vel som i verden.

Ved projekter der potentielt påvirker levesteder for bilag IV arter, særligt anlægsprojekter, er det vigtigt at overvåge effekten af de kompensende tiltag. Dels med henblik på at opsamle erfaringer og dokumentation til andre projekter. Men særligt med henblik på at tilpasse, vedligeholde og optimere de udførte tiltag, så det sikres, at de vedvarende fungerer efter hensigten. Hvis der er tale om projekter med potentielt stor påvirkning af arten, bør der altid sikres overvågning og opfølgning efter det gennemførte projekt. Uden aktiv opfølgning, overvågning og vedligehold, kan man ikke forvente at tiltagene vil virke efter hensigten.

Hvis en bestand af arten potentiel kan påvirkes af et projekt, skal der findes forvaltningstiltag, der forhindrer at bestanden samlet set skades af projektet. Der skal være en høj grad af sikkerhed for, at forvaltningstiltagene virker efter hensigten.

Erfaringen fra et militært øvelsesområde i Sydsjælland er, at der på et areal af 1,8 km<sup>2</sup> i gennemsnit over en årrække er ca. 1.800 æglæggende hunner, dvs. 1.000 hunner per km<sup>2</sup>. Dette kan tages som en typisk bestands-tæthed på et areal, der er velegnet til arten, men ikke specielt velegnet. I sumpede, afgræsede enge kan forventes større bestandstæthed. Hvis man ønsker en bestand på 1.000 æglæggende hunner, skal der altså forefindes et naturareal på 1 km<sup>2</sup>. Hvis 90 % af et sådant område opdyrkes, kan man forvente, at bestanden vil gå næsten 90 % tilbage.

### **Ynglesteder (akvatisk habitat)**

Ynglevandhuller skal så vidt muligt holdes i en for arten optimal tilstand, dvs. man skal undgå vandstands-sænkning, tilgroning, eutrofiering, opdyrkning af randzonen, adgang for fisk etc. Det bedste er, hvis vandhullets bredder kan blive afgræsset, især af kvæg.

Hvis et ynglevandhul ødelægges eller helt fjernes ved et byggeprojekt, bør der i tide anlægges et eller flere erstatningsvandhuller. Erstatningsvandhuller skal selvsagt placeres og udformes sådan, at de opfylder artens krav.

Hvis erstatningsvandhullerne placeres så langt væk, at dyrene i den oprindelige bestand ikke kan finde frem til dem ved egen hjælp, må man flytte dyr. En mulighed kan være at flytte de nylagte æg, som så kan grundlægge en ny bestand i de nye vandhuller. Flytning af voksne dyr kan være påkrævet for at undgå drab af dyr, men det indebærer nogle risici og kan ikke uden videre anbefales. Det kan kræve opsætning af paddehegn med fangfælder for at få fat i de fleste af dyrene, også hunnerne – men man får ikke fat i alle dyrene. Flytning af voksne individer indebærer desuden en risiko for, at en del eller alle dyr søger tilbage til det sted de blev flyttet fra.

En sådan procedure kræver selvfølgelig, at de nye vandhuller anlægges i god tid, sådan at de kan nå at blive egnede til opvækst af den yngel, der flyttes derhen. Hvis vandhullerne anlægges på steder, hvor der allerede er eng- eller sumpvegetation, bør de anlægges mindst 1 år og helst 2 år i forvejen. Hvis de nye vandhuller graves på steder uden sumpvegetation, bør de anlægges endnu tidligere.

### **Rasteområder (terrestrisk habitat)**

Ved diverse former for anlægsprojekter vil der som regel ske en vandstands-sænkning i omgivelserne. Hvis der fx udstykkes et boligareal nær ved ynglevandhullet, vil omfangsdræn og kloakrør omkring husene have en drænvirkning og sænke vandstanden i omgivelserne. Ved vurdering af effekten af sådanne byggeprojekter skal der tages hensyn til dette.

Tilsvarende gælder for vejanlæg, især større vejanlæg. Hvor anlægget passerer tæt forbi fx et lavtliggende naturområde, er det nødvendigt at vejfundamentet holdes tørt, og det betyder uundgåeligt en afvanding af omgivelserne.

### **Skovrejsning**

I de områder – mest i Jylland - hvor spidssnudet frø mest findes i striata-formen, undgår den som regel skove. Derved kan skovplantning – især hvis træerne plantes tæt – betyde at arten fortrænges fra et område, eller at der opstår barrierer for arten i landskabet.

I forbindelse med skovrejsning omkring eksisterende og potentielle ynglesteder for spidssnudet frø, bør der sikres lysåbne områder og især friholdes lysåbne arealer på lavtliggende/ vandlidende arealer, hvis der plantes ny skov i områder hvor striata-formen af spidssnudet frø forekommer.

### **Opsplitning af bestande og levesteder**

Det bør altid vurderes, om et projekt kan splitte bestande og på den måde bidrage til indirekte forringelser af yngle- og rasteområder.

Hvis en bestand lokalt udsættes for nye trusler i omgivelserne, fx øget dødelighed på grund af nærheden af et nyt vejanlæg eller et byggeprojekt, så bør levestederne forbedres på begge sider af den nye barriere. Det er veldokumenteret i dansk praksis, at aktive forvaltningstiltag og forbedringer kan modvirke negative effekter fra anlægsarbejde og byggeri (Hesselsøe et al. 2019b).

Vandhuller kan nygraves, oprenses, eller der kan ryddes skyggende pilekrat. Sådanne tiltag vil normalt gavne arten. Uddybning af lavvandede ynglevandhuller, som tillader permanent tilstedeværelse af fisk, kan dog være skadelige for arten.

Fjernelse af nuværende spredningsbarrierer, oprettelse af korridorer, opsætning af paddehegn og underføringer (Cueto et al. 2011, Vejdirektoratet 2020) og ekstensivering af driften på mellemliggende arealer, kan som udgangspunkt også benyttes som tiltag. Værdien heraf bør dog afklares gennem en vurdering af de lokale forhold.

Hvis en ynglebestand bliver afskåret fra nabobestanderne ved en barriere, fx et vejanlæg, risikerer den at blive til en genetisk set isoleret bestand, med deraf følgende risiko for indavl. Individet, der har en trang til at vandre væk, vil ikke få noget afkom, dvs. de eneste individer, der bidrager til næste generation, er individer med stor stedfasthed og lille aktionsradius. Selektionen vil favorisere dyr, der ikke vandrer omkring. Som kompensation kan det være fornuftigt at anlægge mindst ét ekstra vandhul i nærheden. Det vil betyde, at dyr der har trang til at udvandre, kan finde et andet ynglested og kan få afkom, og det vil øge den effektive bestandsstørrelse, sådan at indavl reduceres.

Så vidt vides er spidssnudet frø mere afhængig af sprednings-korridorer end de fleste andre paddearter. Det skal forstås sådan, at det er væsentligt for bestandenes trivsel, at der ligger flere vandhuller inden for almindelige spredningsafstand, sådan at frøer kan bevæge sig imellem disse. Hvis opgaven er specifikt at gavne netop spidssnudet frø, vil det formentlig styrke denne art mere end andre arter at sørge for systemer af vandhuller, fordelt over passende landskabsstrøg.

### **Naturplejeprojekter**

Ved naturplejeprojekter er det afgørende at vægte hensynet til at forhindre forstyrrelse og bestandspåvirkninger mod hensynet til at opretholde eller forbedre levesteder.

Fx hvis en ynglelokalitet for spidssnudet frø for at understøtte bestanden skal graves større. Udvidelsen kan ske ind i et græsareal, hvor dele af bestanden muligvis har gravet sig ned igennem en tørkeperiode. Her må hensynet til bestanden vægtes højere end hensynet til det enkelte individ, hvis bestanden på sigt skal overleve. På denne baggrund anbefales følgende generelle retningslinjer, hvor der er den laveste mulige tæthed af dyrene, i de områder der påvirkes. I det følgende angives anbefalede gennemsnitsperioder, der både er afhængig af geografisk placering og vejrsmæssige afvigelser fra et normalår:

- Yngletiden (marts-april): De væsentlige dele af bestanden er i perioden koncentreret i og tæt omkring ynglestederne. I denne periode kan naturforbedrende tiltag i rasteområder på afstand af ynglestederne derfor udføres.
- Periode for landfasen (juli – februar): I denne periode kan restaureringstiltag i ynglevandhuller foretages, men indgreb i rasteområder må i visse

tilfælde frarådes, især tæt ved vandhullet, hvor mange nyforvandlede opholder sig.

### **Bygge- og anlægsarbejde**

I forbindelse med anlægsarbejde skal det sikres, at padder ikke fanges i udgravninger eller begravnes under gravearbejde. En del af disse problemer kan imødegås fx ved opstilling af midlertidige paddehegn i bestemte perioder. Det er dog vigtigt, at midlertidige hegn ikke udgør en hindring for artens vandringer mellem levesteder, ligesom der skal stilles krav om minimum ugentligt tilsyn og effektiv vedligeholdelse af midlertidige hegn.

Hvis der oprettes en byggeplads på et område, hvor der lever spidssnudet frø, bør man indhegne byggepladsen med paddehegn. Et eksempel er byggeriet af et nyt stort sygehus ved Hillerød (Høberg 2018). Her har man i det tidlige forår sat paddehegn op rundt om det ca. 25 ha store byggefelt (i alt ca. 2 km hegn). Alle frøer, der i deres vandring hen imod ynglevandhullerne er nået frem til hegnet, fanges i spande ved hegnet, og sættes over på den anden side. De forhindres i at vandre tilbage igen. Desuden er der indfanget og flyttet nogle få frøer midt på arealet. Herefter er byggefeltet nogenlunde tømt for frøer.

Paddehegn må også sommetider anvendes i forbindelse med projekterede vejanlæg. Der opsættes et hegn med fangfælder langs det projekterede tracé, og på den måde kortlægges, hvor frøerne især vandrer, og hvor der er behov for permanente hegn og faunapassager.

Det er ikke altid praktisk muligt at anvende midlertidige hegn. Det er derfor afgørende at behov for opsætning af midlertidige hegn baseres på en konkret faglig og praktisk vurdering. I vurderingen skal indgå lokalisering af artens yngle- og rasteområder og forventede vandringsruter.

Desuden skal arbejdet tilrettelægges, så der ikke arbejdes i nattetimerne, eller at der undgås anlægsarbejde på bestemte årstider.

Derudover skal arbejdet tilrettelægges, så der ikke arbejdes i dyrenes aktive perioder og dyrenes sæsonbestemte vandringer mellem de kortlagte yngle- og rasteområder. Samtidig skal tiltag på overvintringslokaliteter undgås i perioden for spidssnudet frøs vinterdvale. Dele af bestanden er i yngleperioden koncentreret i og tæt omkring ynglestederne, dog kan bl.a. de ikke-kønsmodne dyr fortsat opholde sig i rasteområdet. I denne periode kan tiltag i rasteområder på afstand af ynglestederne derfor i nogle situationer udføres.

### **Driftsfase for veje og byggeri**

Potentielle påvirkninger af spidssnudet frø bestående i områder der bebygges kan mindskes ved at stille præcise krav til udformning af designmæssige detaljer. Det gælder fx udformningen af kælderskakter, højden af kantsten og maskestørrelse i afløbsriste, så padder ikke fanges. Fx er det dårligt, hvis risten flugter med jordoverfladen – risten bør have en rand, der sidder højere end jordoverfladen. I lysskakter kan man eventuelt anbringe en form for stige, som gør det muligt for dyrene at kravle op igen.

Rørlagt afvanding af veje undgås i områder med padder, så spidssnudet frø ikke fanges i afløbssystemet. Hvis dette ikke er muligt, så bør der findes andre løsninger der hindrer at de fanges i afløbssystemet.

Permanente paddehegn og -underføringer bør etableres de steder hvor der er trafikerede veje nær ynglestederne. Bemærk at det er meget vanskeligt at bygge permanente paddehegn og -passager der fungerer. Det kan lade sig gøre, men kun hvis man nøje følger de erfaringer, der fremgår af de retningslinjer der findes (Cueto et al. 2011, Vejdirektoratet 2020). Paddehegn og -passager, der kun er delvist eller upræcist udførte, har ingen værdi for de beskyttede padder. Derfor anbefales tilsyn af fagperson under indbygning.

Etablering af velfungerende permanente paddehegn og -passager vil i øvrigt ofte kræve, at man allerede i planlægningsfasen tager hensyn til konflikter med andre interesser der prioriteres højt, som fx trafikikkerhed, færdselsmuligheder for cyklister og handicappede m.m.

Det er afgørende for funktionen af permanente paddehegn og -tunneler at elementerne installeres og samles korrekt.

Tiltag skal til hver en tid efterfølgende være fungerende efter hensigten. Uden overvågning og vedligehold af paddehegn og -tunneller vil funktionen ikke blive bibeholdt, men henfalde over tid.

### **Generelt om forstyrrelse og forsætligt drab (Individbeskyttelse)**

Forvaltningstiltag for at begrænse forstyrrelse og forsætligt drab er biologisk relevant ved større projekter, hvor der i løbet af samme år sker indgreb i større andele af en bestands levesteder. Mindre indgreb der kun risikerer at påvirke en lille del af bestanden, kan i nogle tilfælde være bedre end ingenting.

Der er generelt en hurtig omsætning i paddebestande. I bestande af spidssnudet frø kan man regne med, at over 50 % af de voksne dør årligt (se afsnit 10.2). Hvis ynglesuccessen svigter, vil en bestand hurtigt kunne uddø. Det er almindeligt, at en stor bestand kan uddø i løbet af blot 5 år, hvis der ikke kommer ny yngel. Det betyder, at de tiltag, som er nødvendige for at bevare enkeltindivider, skal holdes op imod de tiltag, der er nødvendige for at opretholde god ynglesucces.

Hvis man påtænker et indgreb, bør der udføres en faglig vurdering af effekten lokalt. Denne vurdering bør baseres på indgrebets omfang i forhold til det samlede omfang af levesteder hvor dyrene i bestanden kan forekomme.

Målet med de tiltag der udføres, må være at sikre bestanden i de påvirkede områder. Det opnås ikke nødvendigvis ved at sikre enkeltindivider uden at sikre bestanden og dens levesteder samtidig.

Forvaltningstiltag rettet mod at begrænse forstyrrelse og forsætligt drab må derfor aldrig stå alene. Uanset omfang af den type tiltag, vil man aldrig kunne forhindre samtlige forstyrrelser og drab.

Det kan kun ske gennem forvaltning af yngle- og rasteområder, som beskrevet i de forrige afsnit. Derfor skal de tiltag som er omtalt i dette afsnit altid kombineres med forvaltning, hvor yngle- og rasteområder forbedres.

## **10.7 Andre forhold relevante for forvaltningstiltag**

Spidssnudet frø synes især at trives i sammenhængende strøg med højt naturindhold. Således er der tendenser i Midtjylland til, at den mest er udbredt

hen igennem ådalene. En landskabsforvaltning der lægger vægt på at bevare sammenhængende naturstrøg, fx udbredte engpartier, vil altså formentlig være gavnlig i relation til netop denne art. Det indebærer også omhu med at undgå barrierer, der går på tværs af sådanne landskabs-strøg, herunder veje og partier, hvor ådalen er dyrket op. Ved stærkt trafikerede veje, der krydser sådanne sammenhængende strøg af natur, kan det anbefales at sørge for gode faunapassager.

I klithedelandskabet langs den jyske vestkyst er der stort sammenfald mellem ynglelokaliteter for striata varianten af spidssnudet frø og strandtudse. Hvor der i disse områder gøres indsats for striata varianten af spidssnudet frø vil det også gavne strandtudse.

## 10.8 Referencer

Agersnap, S., Larsen, W.B., Knudsen, S.W., Strand, D., Thomsen, P.F., Hessel-søe, M., Mortensen, P.B., Vrålsted, T. og Møller, P.R. (2017): Monitoring of noble, signal and narrow-clawed crayfish using environmental DNA from freshwater samples. PLOS ONE (June 27: 2017)

Andrén, C., Mårdén, M. og Nilson, G. (1989): Tolerance to low pH in a popu-lation of moor frogs, *Rana arvalis*, from an acid and a neutral environment: a possible case of rapid evolutionary response to acidification. *Oikos* 56: 215-223.

Cueto, M., Boesen, P.M., Hansen, W. og Høg, M. (eds. Cueto, M., Henriksen, B. og Ujvári, M.L. (2011): Vejledning, hegning langs veje, anlæg og planlæg-ning. Rapport 309-2011. Vejdirektoratet. 156 pp.

Fog, K. (2008a): Colour pattern morphs of the moor frog (*Rana arvalis*) in Eu-rope. *Zeitschrift für Feldherpetologie: supplement* 13: 35-56.

Fog, K. (2008b): Colour pattern morphs of the moor frog (*Rana arvalis*) in Den-mark. *Zeitschrift für Feldherpetologie, Supplement* 13: 57-76.

Fog, K. (2008c): Determination of newly metamorphosed froglets of the brown frogs *Rana arvalis*, *R. temporaria* and *R. dalmatina*. *Zeitschrift für Feldherpe-tologie: supplement* 13: 77-80.

Glandt, D. (2008): Praktische Schutzmassnahmen für den Moorfrosch (*Rana arvalis*) und Effizienzkontrolle im Naturschutzgebiet "Fürstenkuhle", Nord-westdeutschland. *Zeitschrift für Feldherpetologie: supplement* 13: 411-430.

Hels, T. og Buchwald, E. (2001): The effect of road kills on amphibian popula-tions. *Biological conservation* 99 (3): 331-340.

Hesselsøe, M. Rudkjøbing, V., Iversen, L. og Kielgast, J. (2015): Validation of eDNA for detection of pond-living organisms (In Danish), Report for Danish Nature Agency (22 pp).

Hesselsøe, M., Larsen, M., Knudsen, S.W., Iversen, L., Møller, P.M. og Hviid, T. (2017): Find beskyttede vandbiller med DNA: *Vand & Jord* 2017(2) p. 74-76.

- Hesselsøe, M., Thomsen, E., Knudsen, S.W., Møller, P.M. og Bruun, L. (2019a): Find Løgfrø med eDNA. *Vand & Jord* 2019 (3): 100-102.
- Hesselsøe, M., Frisenvænge, J. og Larsen, M. (2019b): Husk frøerne i den nye by, *Vand & Jord* 26(5): 96-99.
- Høberg, T.R. (2018): Afrapportering af paddeindsamling ved nyt hospital Nordsjælland. Cowi 5. juni 2018.
- Krivoseev, V.G., Openko, Z.M. og Sjabanova, E.V. (1960): Materialy po biologii travjanoj i ostromordoj ljagu-shek. *Zoologicheskij zhurnal* 39: 1201-1208.
- Loman, J. (1987): Ecological studies on a moor frog populaiton in Southern Sweden. Pp. 139-140 in Glandt, D. og Podloucky, R. "Der Moorfrosch. Metelener Artenschutzsymposium". Beiheft zur Schriftenreihe Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen, Heft 19, 161 pp. Niedersächsisches Landesverwaltungsamt, Fachbehörde für Naturschutz, Hannover.
- Lyapkov, S. M. (2008): A long-term study on the population ecology of the moor frog (*Rana arvalis*) in Moscow province, Russia. *Zeitschrift für Feldherpetologie: supplement* 13: 211-230.
- Søgaard B., Adrados, L.C. og Fog, K. (2018): Overvågning af padder, Teknisk anvisning til ekstensiv over-vågning, Aarhus Universitet, DCE – Nationalt center for miljø og energi.
- van Gelder, J.J. og Bugter, R. (1987): The utility of thermo- telemetric equipment in ecological studies on the Moor Frog (*Rana arvalis*): a pilot study. Pp. 147-153 in Glandt, D. og Podloucky, R. "Der Moorfrosch. Metelener Artenschutzsymposium". Beiheft zur Schriftenreihe Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen, Heft 19, 161 pp. Niedersächsisches Landesverwaltungsamt, Fachbehörde für Naturschutz, Hannover.
- Vejdirektoratet (2020): Vejregel: Faunapassager – En Vejledning. Anlæg og Planlægning.
- Vos, C.C. og Chardon, J. P. (1998): Effects of habitat fragmentation and road density on the distribution pattern of the moor frog *Rana arvalis*. *Journal of applied ecology* 35 (1): 44-56.
- Vos, C.C., Antonisse-de Jong, A.G., Goedhart, P.W. og Smulders, M.J.M. (2001): Genetic similarity as a measure for connectivity between fragmented populations of the moor frog (*Rana arvalis*). *Heredity* 86 (5): 598-608.
- Wederkinch, E. og Jørgensen, C. (1984): Padde- og krybdyrlokaliteter i hovedstadsregionen. Arbejdsdokument udarbejdet af Natur og Ungdom for Hovedstadsrådet 1982. 71 pp.



# 11 Springfrø

*Rana dalmatina*

Af: Kåre Fog, Niels Damm og John Frisenvænge

**Figur 11.1.** Springfrø (foto Kåre Fog).



## 11.1 Status

Springfrøen findes ikke i Jylland, kun på øerne, mod nord til Endelave og mod øst til Bornholm. Den yngler især i vandhuller i og ved løvskov, og fouragerer især i løvskov. Den kan dog også leve i mere åbne landskaber. Den har været i betydelig tilbagegang igennem 1900-tallet, og i nogle landsdele er den stadig en truet art. På Sjælland og Lolland er arten derimod stedvis i fremgang.

## 11.2 Levevis

En del hanner vandrer om efteråret (oktober) i retning af ynglevandhullet og finder overvintringssteder så tæt som 30 m fra ynglevandhullet (Blab 1978). Der er også fanget enkelte i oktober-november helt tæt ved yngle-vandhullet (Riis 1986). Springfrøerne ligger i dvale fra november til januar, som regel i skjulesteder på land, ofte ret nær ynglevandhullet. Enkelte individer ligger dog i dvale i vandhuller.

Hannerne kommer i bevægelse på lune nætter i løbet af februar-marts ved en lufttemperatur om natten på mindst 2 0C og typisk ca. 4 0C; hunnerne vandrer i gennemsnit en uge senere end hannerne (Riis 1986, 1997).

Vandringen foregår gradvist. I begyndelsen vandrer dyrene kun ganske langsomt, med lange afbrydelser, helt ned til 10 m i løbet af flere uger, selv om temperaturen er høj nok til vandring. Jo mere yngletiden nærmer sig, jo mere målrettet bliver vandringen (Blab 1978).

Når hannerne er nået frem, lægger de sig på vandhullets bund, hvor de kvækker om natten. Undertiden starter yngleaktiviteten allerede, mens der stadig er is på vandet. Parring og æglægning foregår som regel kun om natten.

I ekstremt milde vintre er de tidligste ægklumper observeret allerede i de sidste dage af februar, men det er mere normalt de lægges midt i marts, med en kulmination i sidste halvdel af marts. Der kan forekomme æglægning frem til midt i april.

Når yngletiden er overstået, søger dyrene i skjul, enten på land op til 350 m fra vandhullet, eller i vandkanten, hvor de kiler sig ind under tuer og lignende. Her tilbringer de en inaktiv periode på flere uger, hvor de omstilles fysiologisk til sommeraktivitet. Deres temperaturtærskel for aktivitet hæves til ca. 12 0C (Blab 1978). Først omkring 1. maj eller senere bliver de igen aktive. De fleste vandrer væk fra vandhullet, men nogle kan blive ved vandhullet og fouragere der til hen i juni måned.

Det typiske ynglevandhul for springfrøer i Danmark er et gravet vandhul med en vanddybde på næsten en meter eller derover. Det er solbeskinneth og har god vandkvalitet; der er en del fri vandflade i midten, der er en del undervandsvegetation, men også en del bredvegetation i form af fx. dunhammer eller tagrør, så længe rør-sumpen ikke er meget tæt. Desuden er ynglevandhullet fisketomt. Springfrøen har en klar præference for at lægge æg i vandhuller i eller nær ved skov. Det optimale er, at ca. 50 % af vandfladen er tilgroet med rørsump-vegetation. Der hvor hele vandfladen er tilgroet, er ynglebestanden lille (Hartel et al. 2009b).

Springfrøens ynglevandhuller er ret forskelligartede og man kan finde springfrøæg i atypiske lokaliteter, fx. lavvandede afgræssede vandhuller eller i temmelig overskyggede vandhuller. Der kan også findes springfrøæg i afgræssede brakvandshuller på den øverste del af strandene. På steder hvor arten er talrig, lægges der æg i næsten samtlige vandsamlinger, næsten uanset deres karakter. Springfrø yngler dog klart med størst succes i lysåbne vandhuller med god vandkvalitet.

**Figur 11.2.** Eksempel på yngle-  
vandhul for springfrø (foto Kåre  
Fog).



Æggene anbringes oftest fæstnet til stængler eller grene 10-40 cm under vandoverfladen. Efter en uges tid eller mere dannes så mange luftbobler i ægmassen, at en stor del af den stiger op til vandoverfladen og breder sig ud der, men stadig sådan at den centrale del af ægmassen er fæstnet på stænglen nede i vandet. Hvis vandstanden i vandhullet falder kraftigt, sker det modsatte: Midten af ægklumpen hænger stadig fast på stænglen, nu over vandfladen, og det meste af ægklumpen hænger nedad og flyder ud på vandoverfladen.

**Figur 11.3.** Springfrø-ægklump  
fæstnet til strå (foto Niels Damm).





Æggenes udvikling varer typisk omkring en måned. I enkelte tilfælde er der efter en mild vinter set nyklækkede larver allerede de sidste dage af marts; men oftest sker klækningen i sidste halvdel af april. De nyklækkede larver er i et mere fremskredent udviklingsstadium end det ses hos de andre brune frøer.

Larverne bliver til haletudser, som svømmer omkring i vandhullet og vokser til. Det forekommer at de første forvandler sig til små frøer allerede i sidste halvdel af juni; men normalt vil de forvandle sig i første halvdel af juli. Nogle går først på land i august. Ved sammenlignelige temperaturforhold gennemfører springfrønyngel fra Sjælland deres udvikling en uge hurtigere end springfrønyngel fra Fyn og Sydsverige.

De nyforvandlede springfrøer vandrer straks væk fra vandhullet og opsøger opholdssteder, der somme tider ligger 1 km væk eller længere.

Under danske forhold bliver i hvert fald nogle af hannerne kønsmodne efter 2 år. Resten af hannerne og næsten alle hunnerne bliver først kønsmodne efter 3 år (Riis 1986, 1997).

Uden for yngletiden opholder frøerne sig især i lyse løvskove, ofte langt fra vandhullerne. De er relativt udsatte under de lange vandringer til og fra ynglevandhullet. Om sommeren opholder springfrøer sig ofte langt væk fra ynglevandhullet. I et skovområde i Tyskland er det fundet, at de fleste dyr opholdt sig 100-700 m fra yngle-vandhullet (Blab 1978). Vandrende springfrøer kan nå flere km væk; i udlandet er der fundet individer 5 - 7 km fra nærmeste ynglelokalitet (Lác 1959). Også i Danmark er der observationer af springfrøer adskillige km fra nærmeste formodede ynglested.

Den typiske biotop er lysåben, lettere fugtig løvskov eller blandskov, gerne med varieret vegetation af underskov. I atlasundersøgelsen af padde og krybdyr blev over halvdelen af alle landobservationer gjort i fugtig løvskov. Dertil kom en del fund i tør løvskov og i hegn og krat, samt et mindre antal fund i nåleskov. Færre dyr blev fundet i mose og eng, på græsarealer, og på dyrkede marker.

En nærmere analyse af forekomsterne af springfrø i atlasundersøgelsen viste, at det der karakteriserer kvadrater med forekomst af springfrø, er især at der er meget løvskov i kvadratet.

En anden faktor, der synes specifikt at favorisere springfrøen i forhold til de andre brune frøer, er afstand mellem ynglevandhuller, og afstand fra yngle-vandhullet til sommeropholdsstedet. Jo større afstande, jo mere gavnes springfrøen i konkurrencen med spidssnudet frø i de landsdele, hvor spidssnudet frø især forekommer i maculata-formen. De generelle ændringer i landskabet, hvor der bliver længere og længere mellem egnede vandhuller, og langt til sommeropholdsstederne, er formentlig en af de vigtigste forklaringer på, at springfrøen i de senere år har bredt sig meget, især på Sydsjælland, samtidig med at but- og spidssnudet frø er gået stærkt tilbage i de samme områder.

På Ærø og Hjortø i Det Sydfynske Øhav har springfrøen etableret sig i et landskab som indtil for nylig var helt uden skov (Briggs 1997). Her forekommer de to andre arter af brune frøer ikke. Også på Sydvestlolland kan man finde springfrøer i et helt åbent landskab, med flere km til nærmeste skov, og her yngler de bl.a. i digegrave med lettere brakt vand.

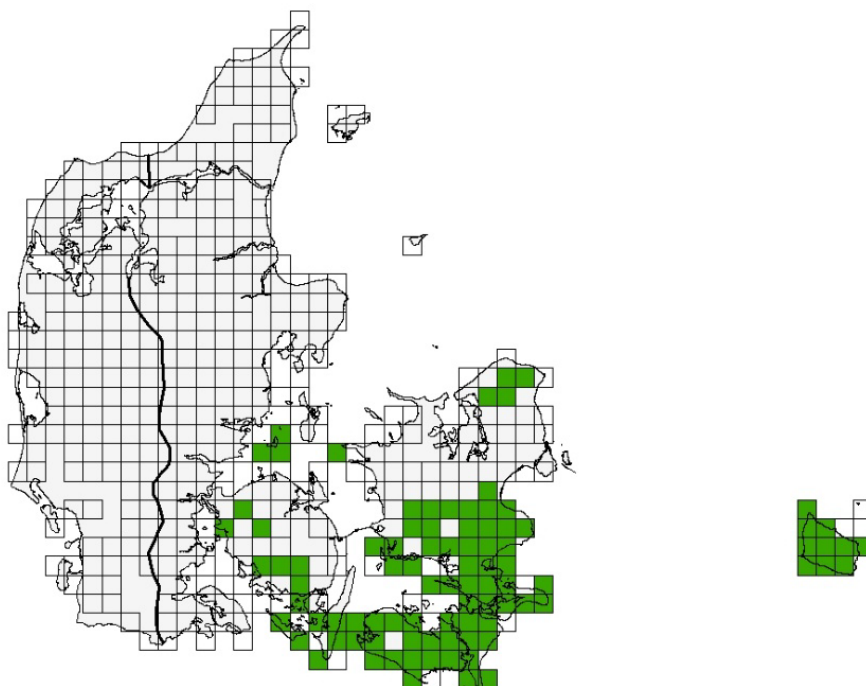
## Levested gennem hele livscyklus for alle livsstadier

Springfrøen er knyttet til løvskove, men kan også leve i åbne landskaber. Ynglevandhuller er typisk mergelgrave og vandingshuller, men kan i princippet være alle typer af vandsamlinger som opfylder artens krav til vegetation og dybde.

Der er ikke meget præcis viden om, hvilke former for skjulesteder springfrøerne anvender til overvintring. Det er steder, der er frostfrie og fri for oversvømmelse, såsom stendiger, sten- og kvasbunker, skove, jorddiger, levende hegn og kystskrænter.

## 11.3 Udbredelse

**Figur 11.4.** Forekomst og udbredelse af springfrø i kvadrater på 10x10 km ved den nationale overvågning i 2004-2021. Grøn firkant angiver kvadrat med fund af arten, og åben firkant angiver undersøgt kvadrat uden fund. Grænsen mellem den atlantiske og den kontinentale biogeografiske region er vist på kortet med en sort streg. Figuren viser ikke andre fund af arten i perioden, ligesom figuren derfor ikke nødvendigvis viser artens fulde udbredelsesområde.



I NOVANA-overvågningen fra 2004 til og med 2021 er springfrø fundet i en del kvadrater. Vær opmærksom på, at der i den ekstensive NOVANA overvågning eftersøges yngel typisk 4 steder for arten i hvert 10 x 10 km<sup>2</sup> kvadrat. Det betyder at hvis en større del af et kvadrat er egnet for springfrø, er det meget sandsynligt, at den findes ynglende flere steder end de undersøgte. Indberetninger af registreringer om fund af arten kan findes ved opslag i arter.dk og hvis man har samarbejdsaftale med den private naturbasen.dk.

Springfrøen er udbredt i Centraleuropa mod nord til Midttyskland. Derudover findes der nogle isolerede forekomster i områder nær Østersøen. I Danmark er den udbredt på øerne, dvs. Fyn, Det Sydfynske Øhav, Lolland-Falster- Møn, den sydlige halvdel af Sjælland, og Bornholm. Desuden på Endelave i Kattegat.

Oprindelig var den fraværende i Nordsjælland. Men efter en utilsigtet udsætning ved Strødam i Nordsjælland i 1969 er den blevet etableret og bestanden er vokset og har siden da bredt sig op til 10 km fra udgangspunktet.

### Spredningsevne

Springfrøen har en stor evne til at sprede sig i landskabet og kolonisere nye eller restaurerede vandhuller. Fra Danmark kendes eksempler på kolonisering af vandhuller over afstande på op til 2 km fra udgangspunktet.

I landskaber hvor springfrøen er vidt udbredt, bliver nye vandhuller koloniseret næsten med det samme. Det illustreres af følgende opgørelse af kolonisering i et militært øvelsesterræn på Sydsjælland, hvor bestandene af frøer er registreret igennem en lang årrække. De fleste år var spidssnudet frø den talrigeste art af brune frøer, men springfrøen var også talrig. Opgørelsen gælder dels ny gravede eller nyoprensede vandhuller, som var klar til frøerne i 1992, og dels oversvømmelser som er opstået gradvist i perioden 1993 til 2007. Tabellen angiver antal år, hvor vandhullerne har ligget hen, indtil frøerne koloniserede dem.

**Tabel 11.1.** Antal år til kolonisering af nyopståede vandhuller. Tallene ud for hver frøart angiver antal vandhuller.

Antal år før kolonisering	0	1	2	3	6-9	14-18	Endnu ikke
Springfrø	10	3	1	0	0	0	0
Spidssnudet frø	1	2	4	1	5	4	1

### Landskabets betydning

I heterogene landskaber spiller tilstedeværelsen af løvskov en stor rolle – jo kortere afstand til skov, jo større er ynglebestanden i et vandhul (Wederkinch et al. 1986, Hartel et al. 2009b). Det er også vigtigt at der mellem skoven og vandhullet er en intakt grøn korridor, som frøerne kan benytte under ynglevandringen (Hartel et al. 2009b).

## 11.4 Registrerings- og overvågningsmetodikker

### Registrering af æg

Registrering af ægklumper er langt den sikreste metode til at registrere springfrø. Man går hele vejen rundt langs vandhullets kant og spejder efter ægklumper. Det bør ske i rimeligt stille vejr med klart solskin, da det ellers er svært at få øje på ægklumperne nede i vandet. Det kan være nødvendigt at være iført waders og vade langt ud i vandet, især hvis målet er en optælling af samtlige ægklumper. Som regel ligger ægklumperne på steder, hvor vanddybden er højst 1 m, og de ligger som regel 10-40 cm under vandoverfladen, enkeltvis, hæftet rundt om stængler. Sjældnere ligger de på større vanddybde, fx. 1 m, og de kan undertiden være lagt frit, uden tilknytning til en stængel, især hvis de er lagt på meget lavt vand.

Tidspunktet for at registrere æggene vil de fleste år være starten af april. Hen mod slutningen af æggenes udvikling vil de fleste ægklumper flyde ud i vandoverfladen, og de vil ofte være helt grønne af algevækst. De kan være lette at få øje på i det stadium.

Rester af ægklumperne kan ofte erkendes helt hen til slutningen af april, efter at haletudserne har forladt æggene.

Ægklumperne artsbestemmes primært ud fra deres placering – enkeltvis omkring stængler. Der kan dog være tvivlstilfælde, bl.a. fordi en del ægklumper af spidssnudet frø også ligger enkeltvis. I så fald må man artsbestemme ud fra

ægklumpernes faste struktur, der minder lidt om bobleplast. Hen mod slutningen af ægudviklingen er fostrenes form også arts karakteristisk. De helt nyklækkede larver kan kendes på, at de næsten ikke har nogen ydre gæller.

#### **Registrering af hannernes kvækken**

Hannerne kvækker hovedsagelig om natten, og kvækkelyden er svag – den kan vanskeligt høres mere end ca. 10 m væk. Eventuelt kan kvækningen registreres med undervandsmikrofon. Registrering ved lytning er dog en betydelig mere usikker og besværlig metode end at registrere æggene, og kan ikke anbefales til rutineeftersøgning.

#### **Registrering af haletudser**

Fra sidst i maj kan arten registreres ved at man fanger haletudserne. Erfaring med registrering på basis af haletudser er dog, at der forekommer mange fejlbestemmelser (forveksling med butsnudet frø). Denne metode bør derfor kun anvendes af personer, der allerede er fortrolige med habitus af de tre arter af brune frøers haletudser. Metoden kræver desuden mere tid og giver større risiko for at overse arten, end registrering af ægklumper.

For en nærmere beskrivelse af registrering af haletudser se (Søgaard et al. 2018), der er den tekniske anvisning til national ekstensiv NOVANA overvågning af bilag IV padder.

#### **Registrering af nyforvandlede**

Registrering af nyforvandlede ved vandkanten er ikke nogen god metode, da dyrene meget hurtigt søger væk fra vandkanten og længere op i land.

#### **Registrering af voksne dyr**

Der kan være behov for at registrere dyrenes fordeling i terrænet i større afstand fra ynglevandhullet. Der findes dog ikke nogen simpel forskrift for, hvordan man lettest og sikrest finder dyrene. Regnvejr er ikke nødvendigvis det bedste – de er muligvis mere aktive i tørvejr /solskin, når blot jordbunden er fugtig. Der vil som regel kun være tale om tilfældige observationer. Hvis man skal have stor sikkerhed for at registrere om dyrene er til stede på landbiotopen, kan det være nødvendigt at opstille paddehegn med fangfælder.

#### **Tidspunkt for undersøgelser**

Påvisning af forekomst i et område kan kun gøres sikkert ved at registrere ægklumper fra sidste dage af februar til midt i april. Evt. undersøgelser af vandringsmønster og bestandsstørrelse skal altid foretages om foråret i marts og i den første del af april. Man kan supplere med eftersøgning af nyforvandlede og rastende dyr senere på sommeren (juni-juli).



## 11.5 Trusler mod arten

Der er en række trusler mod arten:

- Eutrofiering
- Tilgroning og overskygning
- Prædatorer
- Surt vand
- Gødningskorn
- Trafikdrab
- Rydning af sommeropholdssted
- Havvandsstigning

### Eutrofiering

Lige som for andre paddearter, påvirker det springfrøer negativt, hvis ynglevandhullerne bliver mærkbart eutrofierede. Ynglebestandene er mindre, hvor vandkvaliteten er dårlig (Wederkinch et al. 1986).

### Tilgroning og overskygning

Springfrøer skades af en betydelig grad af tilgroning eller overskygning af deres ynglevandhuller. Især overskygning fra træer fører til reduktion af ynglebestandens størrelse (Wederkinch et al. 1986). Springfrøen kan dog stadig have ynglesucces i visse helt overskyggede vandhuller, hvor haletudserne fouragerer mellem de visne blade på vandhullets bund.

### Prædatorer

Springfrøer tåler dårligt at der er fisk i vandet; ynglebestandene er således mindre i vandhuller med fisk (Wederkinch et al. 1986). Det spiller muligvis en rolle, at haletudserne er lidt mere pelagiske end haletudser af de andre arter af brune frøer, og i ringere grad gemmer sig i tæt vegetation. Tilstedeværelse af gedder, også i ringe antal, virker meget negativt på ynglebestande.

Forekomst af ynglende ænder i naturlig tæthed er i større vandhuller har ikke den store betydning for springfrø (Wederkinch et al. 1986), men springfrø forekommer ikke hvor der er større forekomster af ænder.

### Surt vand

Springfrøer kan yngle i moser med ret surt vand; men ved pH-værdier under 4,3 er der ingen ynglebestande (Barton og Rafinski 2006). I Gribskov finder man således ikke springfrøen i sure og dystrofe vandhuller centralt i skoven. Springfrøen yngler kun i mere næringsrige dele af skoven, ofte nær skovens udkant. Forsuring kan altså skade arten.

### Gødningskorn

Mange steder vandrer dyrene i foråret hen over dyrkede marker for at komme til eller fra ynglevandhullerne. Hvis der på marken netop er spredt gødningskorn, vil dyrene let få disse på sig. Kornene klæber til huden, og efter nogen tid bliver dyrene lammet og dør. Det skyldes især, at kalium fra NPK-gødning optages gennem huden og lammer nervesystemet. I nogle bestande kan en meget stor del af dyrene dø af denne årsag (Nielsen og Schouboe 1990).

### **Trafikdrab**

Da springfrøer vandrer relativt langt omkring i landskabet (Hartel et al. 2009a) er der stor risiko for, at de under vandringer krydser veje. Her vil en del af dyrene blive trafikdræbt, hvad der reducerer bestandens størrelse. Når der er stærkt trafikerede veje i nærheden af et vandhul, er ynglebestanden mindre (Hartel et al. 2009b). De trafikerede veje betyder også, at bestandene bliver mere isoleret fra andre bestande.

I Frankrig har man undersøgt de genetiske konsekvenser af dette (Lesbarrères og Primmer 2006). Man lavede genetiske undersøgelser dels af individer fra en række vandhuller i et ret uforstyrret landskab, og dels af individer fra en række vandhuller tæt ved en stærkt trafikeret vej, der havde eksisteret i 21 år. Der var klart ringere genetisk variation i de bestande, der yngede tæt ved vejen, og man kunne beregne at det antal individer, der kom tilvandrede per generation, lå under 1, hvorimod det lå over 1 i de uforstyrrede bestande. Det er en generel regel i populationsgenetikken, at når antallet af tilvandrede ligger på under 1 per generation, kan der forventes fremadskridende indavl.

### **Rydning af sommeropholdssted**

Springfrøbestande afhænger af, om der er passende sommeropholdssteder. Disse er især lysåbne løvskove. I det omfang løvskove fjernes eller omdannes til nåleskov vil tilstedeværende bestande blive truet. Det samme gælder rydning af tætte krat, gamle levende hegn eller småskove.

### **Havvandsstigning**

Bestanden af springfrø på Endelave tæller få tusinde dyr, og den lever i nogle for arten utypiske landskaber (Damm 2012). Knap 70 % af bestanden yngler kystnært i ganske lavt terræn, kun ca. 1 m over havniveau. Der kræves stor opmærksomhed og omhu for at sikre denne bestand. På meget langt sigt trues bestanden af havvandsstigning, og der bør i god tid lægges planer for, hvordan bestanden kan fremtidssikres. Der er muligheder for at skabe nye ynglesteder lidt højere oppe i land på Endelave, men indenfor strandbeskyttelseslinjen. På Fyn yngler springfrø udpræget kystnært, og det er derfor også på Fyn nødvendigt at arbejde med gravning og restaurering af ynglesteder indenfor strandbeskyttelseslinjen.

## **11.6 Generelle og specifikke forvaltningstiltag**

Indledningsvist må det understreges at det vigtigste forvaltningstiltag som er til rådighed, altid er at undgå at projekter påvirker artens levesteder. Ved større anlægsprojekter er det dernæst vigtigt at sikre stor afstand til de områder der potentielt kan påvirkes. Det vil sige levesteder hvor arten findes. På den måde kan den potentielle påvirkningen begrænses. Hvis en springfrøbestand alligevel er i fare for at blive påvirket af et projekt, skal der findes forvaltningstiltag der forhindrer at bestanden samlet set skades af projektet og det skal være hævet over enhver tvivl at summen af tiltag betyder at bestanden ikke påvirkes negativt.

Ved projekter der påvirker levesteder for bilag IV arter, særligt større anlægsprojekter, er det vigtigt at overvåge effekten af de gennemførte tiltag. Dels med henblik på at opsamle erfaringer og dokumentation til andre projekter. Men særligt med henblik på at tilpasse, vedligeholde og optimere de udførte tiltag, så det sikres at de vedvarende fungerer efter hensigten. Hvis der er tale om projekter med potentielt stor påvirkning af springfrøen, bør der altid sikres overvågning og opfølgning efter det gennemførte projekt. Uden aktiv

opfølgning, overvågning og vedligehold kan man ikke forvente at tiltagene vil virke efter hensigten.

### **Beskyttelse af levesteder/Naturplejeprojekter**

Ved mindre projekter er det afgørende at vægte hensynet til at forhindre forstyrrelse og forsætligt drab mod hensynet til at opretholde eller forbedre levesteder. Fx hvis en ynglelokalitet for springfrøen er ved at gro til med skyggende træer og dermed ved at blive uegnet som ynglelokalitet for arten. For at bevare bestanden er det nødvendigt at rydde en række træer, hvor dele af bestanden muligvis overvintrer. Her må hensynet til bestanden vægtes højere end hensynet til det enkelte individ, hvis bestanden på sigt skal overleve. På denne baggrund anbefales følgende generelle retningslinjer, hvor der er den laveste mulige tæthed af dyrene, i de områder der påvirkes. I det følgende angives anbefalede gennemsnitsperioder, der både er afhængig af geografisk placering og vejrmæssige afvigelser fra et normalår:

- Yngletiden (marts-april): De væsentlige dele af bestanden er i perioden koncentreret i og tæt omkring ynglestederne. I denne periode kan indgreb i rasteområder på afstand af ynglestederne derfor udføres. I maj-juni vil en del af de yngleaktive dyr stadig være ved ynglestederne, meden andre har søgt ud i rasteområderne.
- Dvaleperiode (november-februar): I den periode kan der laves indgreb i ynglestederne.

### **Bygge- og anlægsarbejde**

I forbindelse med anlægsarbejde skal det sikres, at padder ikke fanges i udgravninger eller begraves under gravearbejde. En del af disse problemer kan imødegås fx ved opstilling af midlertidige paddehegn i bestemte perioder. Det er dog vigtigt, at midlertidige hegn ikke udgør en hindring for artens vandringer mellem levestederne, ligesom der skal stilles krav om minimum ugentligt tilsyn og effektiv vedligeholdelse af midlertidige hegn.

Det er ikke altid praktisk muligt at anvende midlertidige hegn. Det er derfor afgørende at behov for opsætning af midlertidige hegn baseres på en konkret faglig og praktisk vurdering. I vurderingen skal indgå lokalisering af artens yngle- og rasteområder og forventede vandringsruter.

Desuden skal arbejdet tilrettelægges, så der ikke arbejdes i nattetimerne, eller ved at undgå anlægsarbejde på bestemte årstider.

Derudover skal arbejdet tilrettelægges, så der ikke arbejdes i dyrenes aktive perioder og dyrenes sæsonbestemte vandringer mellem de kortlagte yngle- og rasteområder. Samtidig skal tiltag på overvintringslokaliteter undgås i perioden for springfrøs vinterdvale. Dele af bestanden er i yngleperioden koncentreret i og tæt omkring ynglestederne, dog kan bl.a. de ikke-kønsmodne dyr fortsat opholde sig i rasteområdet. I denne periode kan tiltag i rasteområder på afstand af ynglestederne derfor i nogle situationer udføres.

### **Driftsfase for veje og byggeri**

Potentielle negative påvirkninger i områder der bebygges kan mindskes ved at stille præcise krav til udformning af designmæssige detaljer. Det gælder fx udformningen af kælderskakter, højden af kantsten og maske-størrelse i afløbsriste, så padder ikke fanges. Generelt bør rørlagt afvanding af veje undgås i områder med padder, så padderne ikke fanges i afløbssystemet. Hvis dette

ikke er muligt, så bør der findes andre løsninger der hindrer at paddeerne fanges i afløbssystemet.

Permanente paddehegn og -underføringer bør etableres de steder hvor der er trafikerede veje nær ynglestederne. Bemærk at det er meget vanskeligt at bygge permanente paddehegn og -passager der fungerer. Det kan lade sig gøre, men kun hvis man nøje følger de erfaringer, der fremgår af de retningslinjer der findes (Cueto et al. 2011, Vejdirektoratet 2020). Det er afgørende for funktionen af permanente paddehegn og -tunneler at elementerne installeres og samles korrekt. Det er almindeligt forekommende i Danmark, at hegnselementer bygges upræcist sammen således at padde kan slippe over eller forbi paddehegnet og -tunnelen.

Tiltag skal til hver en tid efterfølgende være fungerende efter hensigten. Uden overvågning og vedligehold af paddehegn og -tunneller vil funktionen ikke blive bibeholdt, men henfalde over tid.

### **Specifikke forvaltningstiltag/Ynglevandhuller**

Ynglevandhuller skal så vidt muligt holdes i en optimal tilstand for arten, dvs. man skal undgå vandstands-sænkning, for stærk tilgroning, eutrofiering, adgang for fisk etc. Visse steder i landet er der udført omfattende vandhuls-projekter med det specifikke formål at gavne springfrøen. Det er især sket i omegnen af Køge, på Sydlangeland og på Ærø (Briggs 1997). Disse steder var springfrøen tidligere (frem til 1980'erne) i tilbagegang; men ved at oprense vandhuller, og grave nye vandhuller, er bestandene blevet styrket, og det har skabt fremgang for arten. Det viser at tilgroning og eutrofiering kan modvirkes ved oprensning af vandhullet. Springfrøer kan godt lægge æg i helt nyoprensede, vegetationsløse vandhuller, men i det første år foretrækker de mere bevoksede vandhuller i nærheden.

Hvis der udlægges en udyrket randzone omkring et vandhul på en dyrket mark, vil det sandsynligvis virke positivt for springfrøen. Det vil reducere tilførslen af gødning fra driften af den omkringliggende mark, hvilket ofte i høj grad kan forlænge den periode vandhullet kan opretholde en god vandkvalitet. Det optimale er at der er en zone af lav vegetation rundt om vandhullet, mens buske og træer står på større afstand af vandkanten.

### **Trafikanlæg**

Anlæg af trafikerede veje betyder, at ynglebestandene i nærheden af vejen grundet trafikdrab bliver mindre, og mere isolerede (se ovenfor). Hvis vejanlægget krydser ruten for frøernes forårsvandring, kan det potentielt udrydde bestanden.

Hvor der anlægges veje igennem områder med springfrøer, bør hensynet til springfrø tænkes ind i udformningen, bl.a. med paddehegn, faunatunneler eller -broer. Man skal være opmærksom på, at der stilles særlig store krav til paddehegn for at holde springfrøer tilbage – de kan hoppe ret højt og kan muligvis forcere de almindeligt anvendte lodrette hegn.

### **Andre tiltag omkring vejanlæg**

Nogle steder kan det være ønskeligt at tilstræbe, at en større del af springfrøbestanden yngler og færdes længere væk fra vejanlægget. Man kan udlægge grønne korridorer, som kan lede en stor del af bestanden til at vandre ad de ruter, der er ønskelige. Man kan også reservere arealer til at være fremtidige opholdssteder, hvor bestanden kan leve på langt sigt, ved at udlægge

udyrkede arealer, som med tiden bliver til krat eller løvskov. Dette skal i så fald gøres på et meget tidligt tidspunkt i forhold til anlægsfasen.

Ingen af disse tiltag løser dog det problem, at der sker for ringe genudveksling på tværs af vejanlægget. For at løse det problem, kræves muligheder for sikker passage gennem faunatunneler eller viadukter og under brooverføringer. Det er afgørende for faunapassagerens funktion at de er placeret rigtigt i forhold til yngle- og levesteder samt springfrøens vandringsruter. Funktion af passager kan faciliteres ved at etablere yngle- og levesteder nær passagerne. Således vil en del af den genetiske udveksling kunne finde sted via spredning af nyforvandlede dyr.

#### **Andre forhold relevante for forvaltningstiltag**

Der er ikke andre forhold relevante for forvaltningstiltag.

## **11.7 Referencer**

Barton, K. og Rafinski, J. (2006): Co-occurrence of Agile Frog (*Rana dalmatina* Fitz. in Bonaparte) with common frog (*Rana temporaria* L.) in breeding sites in Southern Poland. Polish journal of ecology 54 (1): 151-157.

Blab, J. (1978): Untersuchungen zu Ökologie, Raum-Zeit- Einbindung und Funktion von Amphibienpopulationen. 141 pp. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Heft 18. Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie.

Briggs, L. (1997): Population fluctuations of *Rana dalmatina* in relation to climatic conditions and landscape change. Pp. 183-188 i Rana Sonderheft 2: Der Springfrosch (*Rana dalmatina*). Ökologie und Bestandssituation. Natur & Text 1997.

Cueto, M., Boesen, P.M., Hansen, W. og Høg, M. (eds. Cueto, M., Henriksen, B. og Ujvári, M.L. (2011): Vejledning, hegning langs veje, anlæg og planlægning. Rapport 309-2011. Vejdirektoratet. 156 pp.

Damm, N. (2012): Registrering af springfrø på Endelave 2012. Rapport til Horsens Kommune. 8 pp.

Hartel, T., Moga, C., Öllerer, K. og Puky, M. (2009a): Spatial and temporal distribution of amphibian road mortality with a *Rana dalmatina* and *Bufo bufo* predominance along the middle section of the Târnava Mare basin, Romania. North-Western Journal of Zoology. 5(1): 130-141.

Hartel, T., Nemes, S., Cogalniceanu, D., Öllerer, K., Moga, C., Lesbarrères, D. og Demeter, L. (2009b): Pond and landscape determinants of *Rana dalmatina* population sizes in a Romanian rural landscape. Acta Oecologica. 35 (1): 53-59.

Lác, J. (1959): Rozsirenie skokana dlhonoheho (*Rana dalmatina* Bon.) na Slovensku a poznámky k jehy bio-nomii. Biologia, Bratislava 14: 117-134.

Lesbarrères, D. og Primmer, C. (2006): The effects of 20 years of highway presence on the genetic structure of *Rana dalmatina* populations. Ecoscience. 13 (4): 531-538.

Nielsen, M. og Schouboe, H. (1990): NPK-gødning; en mulig fare for padder under forårvandring. 137 pp. Biologispeciale ved Zoologisk Museum og Zoofysiologisk Laboratorium A, Københavns Universitet.

Riis, N. (1986): Springfrøen på Sydfyn. En autøkologisk undersøgelse af *Rana dalmatina*. Biol. Inst., Odense Univ. 64 pp.

Riis, N. (1997): Field studies on the ecology of the agile frog in Denmark. Pp. 189-202 i Rana Sonderheft 2: Der Springfrosch (*Rana dalmatina*). Ökologie und Bestandssituation. Natur & Text 1997.

Søgaard B., Adrados, L.C. og Fog, K. (2018): Overvågning af padder, Teknisk anvisning til ekstensiv overvågning, Aarhus Universitet, DCE - Nationalt center for miljø og energi.

Vejdirektoratet (2020): Vejregel: Faunapassager - En Vejledning. Anlæg og Planlægning. 106 pp.

Wederkinch, E., Jørgensen C. og Holmen, H. (1986): Overvågning af padde- og krybdyrlokaliteter i hovedstadsregionen 1985. Naturovervågning nr. 35. Hovedstadsrådet. 80 pp.

## 12 Strandtudse

### *Epidalea calamita*

af Lars Christian Adrados, Niels Damm, John Frisenvænge og Sabine Stosiek

**Figur 12.1.** Han af strandtudse, ivrigt kvækkende (foto: L. C. Adrados, Biola Consult).



### 12.1 Status

Strandtudsens findes i Danmark i klitheden langs den jyske vestkyst, på strandengene omkring Limfjorden, langs de indre danske kystlinjer, langs fjordene og østersøkysten, og i klippebassiner langs kysterne af Bornholm. Indenlands findes den fåtalligt i råstofgrave. De samlede danske bestande er tidligere estimeret til omkring 25.000 yngleaktive dyr. Seneste opgørelse af artens udviklingstendens i Danmark, viser en samlet tilbagegang på 40 % fra perioden 1975-1986 til perioden 2002-2012 målt som antal positivregistreringer i 5 x 5 km kvadrater. Tilbagegangen rummer meget store geografiske forskelle, fra 15 % langs den jyske vestkyst, over 27 % i lillebæltsområdet, 35 % omkring Limfjorden, 50 % på strandenge i øvrigt, 60 % på Bornholm til 65 % på indlandslokaliteter. Havvandsstigning og hyppigere storme gør arten meget udsat på strandenge og andre lavtliggende kystnære lokaliteter. Reetablering af artens tidligere ynglesteder hvor græsning over en længere årrække har været afbrudt og genetablering af passende græsning, er dokumenteret at kunne gavne arten ligesom systematisk opdræt med genudsætning på ny lokalitet er dokumenteret at være muligt for opretholdelse af en bestand. Strandtudse kan kolonisere nye yngleområder i en afstand af 13 km omkring et eksisterende yngleområde.

### 12.2 Levevis

Strandtudsens kommer af dvale omkring starten af april. I nogle bestande søger hannerne ret hurtigt til yngleområdet, og i andre bestande er der en periode med fødesøgning inden de søger til yngleområdet.



Strandtudsens forekommer normalt på yngleområdet fra ca. 15. april til starten af juli. I de østlige egne af landet er det almindeligt, at tudserne kvækker kraftigt og lægger æg, i tiden omkring 1. maj (Fog et al. 1997, 2001), medens hovedaktiviteten i de nord- og vestlige egne ligger et par uger senere. Strandtudsens vandrer kun til ynglelokaliteten i fugtigt vejr. I tørre forår med så lidt nedbør, at der ikke er nogen gode vandringsaftener, kan det ske, at tudserne ikke når frem til ynglelokaliteten, selv om den stadig holder vand.

Der er vejrmæssige observationer fra de britiske øer i forhold til, hvad der udløser yngleadfærd gennem hele sæsonen. Efter disse undersøgelser udløses strandtudsens kvækken og yngleadfærd af en kombination af forudgående minimums nattemperatur på 5 °C i 2 til 4 døgn, kortvarig regn senest døgnet før, og en dagtemperatur på minimum 10 °C dagen før (Banks og Beebee 1986). I tillæg må vandtemperaturen ikke være for lav. Således kvækker tudserne ikke hvis vandtemperaturen er under 7 °C ved solnedgang eller 5 °C ved midnat (Blankenhorn 1972, Lörcher & Schneider 1973).

Yngletidspunktet er et arveligt træk, så nogle tudser yngler senere end andre. En del af en bestand kan således yngle først i maj, og en anden del midt i juni (Sinsch 1992).



**Figur 12.2.** Ynglelokaliteter for strandtuds: Øverst til venstre: En af landets bedste, aflæsningsfladen bag Råbjerg Mile, Nordjylland. Øverst til højre: God strandengslokalitet nær Strandby, Nordjylland. Nederst til venstre: Råstofgrav ved Tolstrup Vestermark, Nordjylland. Nederst til højre: Rockpool ved Listed Svaneke, Bornholm. Fotos: Øverst til venstre og højre samt nederst til venstre: L. C. Adrados, Biola Consult, Nederst til højre: Finn Hansen.

Hannerne vælger yngleområde og begynder at kvække, hvor vandet er varmest (Arak 1988) hvorefter hunnerne begynder at vandre til mellem  $\frac{1}{2}$  og en uge senere (Sinsch 1992). De foretrækker lavvandede tidvise, lysåbne vandsamlinger, hvor ynglen kan udvikles meget hurtigt (Rannap et al. 2012). I sådanne vandsamlinger er der få dyr, der kan spise haletudserne, og få dyr, der konkurrerer med haletudserne om føden. Når først strandtudsehannen har ynglet på én lokalitet, synes den at være trofast mod denne. Derimod er førstegangsynglende hanner ikke trofaste og vandrer op til flere kilometer omkring for at finde nye yngleområder, forudsat at vandringsruterne er egnede. Hannerne bliver i yngleområdet i en periode på nogle uger. I løbet af denne periode kan de parre sig med flere hunner (Banks og Beebee 1988). I store bestande, hvor nogle af de kønsmodne hanner ikke har ynglet, på grund af mangel på hunner eller fordi ynglebiotopen ikke har været egnet over en årrække, kan selv ældre hanner søge op til flere kilometer omkring, for at finde egnede yngleområder. Hunnerne er derimod ikke stedtrofaste, men tiltrækkes, hvor hannerne kvækker (Sinsch 1992).

Strandtudser er kun yngleaktive, når forholdene er til det. Tørrer en lokalitet ud i løbet af foråret, ophører yngleaktiviteten. Kommer der senere kraftig regn, kan yngleaktiviteten genoptages. Ændringer i vejret, fx at der kommer en periode med koldt og blæsende vejr, kan også i en periode formindske eller helt stoppe yngleaktiviteten. I meget tørre år, hvor yngleområdet har været tørt hele foråret og forsommeren, og der så til gengæld kommer rigeligt med nedbør i løbet af sommeren, kan det i landets nordlige egne ske, at strandtudsen forsøger at yngle så sent som i midten af august. I mere dynamiske habitater, er det ikke usædvanligt at arten på en given lokalitet kun er yngleaktiv med flere års mellemrum (pers. obs. L. C. Adrados). Afhængigt af landskabet, befinder størstedelen af de yngleaktive dyr sig indenfor 100 meter (Sinsch 1988) og 400 meter (Miaud et al. 2000) af ynglelokaliteten.

Det ser ud til at strandtudsen på de mest egnede ynglelokaliteter i et landskab med sandede grusgrave, bar jord og græsgange samt majs- og hvedemarker (Sinsch 1988) ikke søger langt væk fra ynglelokaliteterne, medes arten på mindre egnede ynglelokaliteter i et halvtørt landskab med vandsamlinger i bygmarker og en gammel lergrav (Miaud et al. 2000) søger længere væk fra ynglelokaliteterne.

I mindre bestande med op til 20 yngleaktive dyr udgør antallet af kvækkende hanner omkring  $\frac{1}{4}$  af den samlede yngleaktive del af bestanden (Briggs og Damm 1998), men i større bestande, med over 200 yngleaktive dyr, udgør de en langt mindre andel, helt ned til  $\frac{1}{10}$  hhv.  $\frac{1}{20}$  er observeret i hhv. Vejlerne og ved Råbjerg Mile (pers. obs. L. C. Adrados).

En sammenhængende lokalitet med et antal vandsamlinger, fx græsland med flere midlertidige oversvømmede lavninger over en strækning på 2-3 km, større næringsfattige søer, klippekyster med mange små vandsamlinger eller grusgravsområder med et varierende antal vandhuller fra år til år må anses som yngleområde for den enkelte metapopulation. Dette er nødvendigt, da metapopulationen, betragtet over en årrække, anvender hele området til kvækning, parring, æglægning og haletudsernes udvikling. Hvor stort et område der kan betragtes som netværk af bestande er afhængigt af både områdets positive spredningsfaktorer samt områdets barrierer for spredning. I meget store og sammenhængende landskaber som Nationalpark Thy, kan en metapopulation strække sig over mere end 15 km.

Hunnerne lægger æg fra sidst i april til midt i juli, afhængigt af både arvelige træk og geografi med betydelige forskelle mellem de forskellige metapopulationer. Æggene lægges som en lang ægstreng på meget lavt vand. I ægstrengen er der 1.500 til 7.000 æg (Rowe og Beebe 2004) typisk dog 3.000 til 4.000 æg (Curry-Lindahl 1975 i Beebe 1979).

Strandtudsens æg sættes især til livs af ældre haletudser, både af strandtudsens selv og af andre arter samt voksne salamandre (pers. obs. L. C. Adrados, N. Damm).

Udviklingen fra æg til nyforvandlet tudse tager kun ca. 5 uger, kortere tid, hvis vejret er varmt og i længere tid, hvis vejret er køligt. Afhængig af lokalitet sker det fra begyndelsen af juni til slutningen af august. Den korte udviklings-tid gør det muligt, at arten kan yngle med succes i vandsamlinger, der tørrer tidligt ud, eller at den kan yngle meget sent, og alligevel nå at gennemføre udviklingen.

Ved klækning tåler haletudserne ca. 5 ‰ salinitet (Beebe et al. 1993). Ældre haletudser tåler op til 7-8‰ salt (Sinsch et al. 1992). Haletudsernes øgede salttolerance, er en tilpasning til at kunne udvikles i brakvandshuller, hvor saltkoncentrationen stiger efterhånden som vandet fordamper i løbet af foråret eller sommeren.

Strandtudsens haletudser er som de øvrige paddearters haletudser det store "tag selv-bord" for en række vand-levende rovdyr. Det gælder især salamandre og vandkalvelarver, men også rygsvømmere, guldsmedelarver, skorpionstæger, hundestejler og de fleste arter karpfisk. Rudskalle, hundestejler, karusse og guldfisk synes effektivt at kunne udrydde strandtudsens yngel (Fog et al. 1997, 2001). Desuden kan fugle på mere åbne lokaliteter gøre effektivt indhug i mængden af haletudser. På strandenge, i klitter og klitheder gælder det især rødben, viber, måger, ænder og gravænder. I gennemsnit når ca. 2 % af de lagte æg at gennemføre udviklingen over haletudser og nå frem til forvandlingen til tudser (Aubry et al. 2010). Haletudsernes føde består hovedsageligt af alger, der er fastgjort på sandkorn og andre små partikler.

Som rasteområde kræver strandtudsens åbne arealer med enten ingen eller meget lav bevoksning. Egnede områder er typisk klitformationer med vindbrud i bevoksningen, enge og strandenge med meget lav vegetation og vegetationsfattige klippekyster. Men også dyrkede marker, ikke tilgroede grusgrave samt kan bruges som rasteområder.

Yngle- og rasteområder vil normalt være at finde inden for det samme område, da strandtudsens normalt ikke vandrer over vanskeligt fremkommeligt terræn (Beebe og Denton 1996). I situationer, hvor vandringsruterne er egnede for arten, fx afgræssede arealer, meget lysåbne naturtyper med bar jord og befæstede arealer, kan raste-områderne dog ligge et stykke fra yngleområdet. Således fx på Sydvestlolland ligger der tæt ved et havdige to ynglelokaliteter 7 km fra hinanden. På fugtige nætter er der mellem de to ynglelokaliteter observeret strandtudser i pænt antal og jævnt fordelt hele vejen hen ad grusstien på toppen af diget (pers. obs. K. Fog). Det betyder, at de i hvert fald kan vandre 3,5 km. Afhængigt af landskabet, befinder størstedelen af de fødesøgende dyr sig indenfor 90 meter (Sinsch 1988) og 700 meter (Miaudet al. 2000) af ynglelokaliteten. Det ser ud til at, at på de for strandtudsens mest egnede lokaliteter, søger den ikke langt væk fra ynglelokaliteterne, medens den søger betydeligt længere væk på mindre egnede lokaliteter.

I områder med tidvise ynglesteder overlapper de udtørrende ynglesteder med rasteområderne.

Nyforvandlede tudser ses fødesøgende i rasteområdet, afhængig af lokalitet, fra midt juni til første halvdel af oktober. For de nyforvandlede strandtudser er det væsentligt, at fødesøgningsområdet ligger umiddelbart op til yngleområdet. Det typiske fødesøgningsområde for nyforvandlede strandtudser er de første to uger et udtørret yngleområde med fugtig bund, hvorefter de bevæger sig ud i landskabet, hvor de søger føde indtil overvintringen (Sinsch 1997). Indtil første overvintring er de små tudser dagaktive. Nyforvandlede tudser føde består især af springhaler og edderkopper (Mathias 1971).

Subadulte og voksne tudser er nataktive og ses fødesøgende i rasteområdet fra starten af maj til første halvdel af oktober. I meget lune efterår kan strandtudsen findes fødesøgende til ind i november. Hos voksne tudser udgør insekter den største del af føden, herunder mindre biller, stankelbenslarver, sommerfuglelarver og skolopendre (Mathias 1971). I en anden undersøgelse var myrer og biller den væsentligste føde (Andrén og Nilson 1979). Om dagen ligger strandtudsen nedgravet eller gemmer sig i et lille hul eller andet skjul. Tilvæksten efter første overvintring er stærkt individ- og lokalitetsafhængigt. Nogle individer når den kønsmodne størrelse på 43-53 mm allerede inden 2. overvintring, andre når det efter 3 eller 4 overvintringer.

I fangenskab bliver strandtudse 12-17 år gammel. I naturen er der næppe mange, der når en så høj alder. Det er således angivet at hanner maksimalt opnår 3 til 4 år som kønsmodne dyr, og at halvdelen af hannerne kun overlever deres første ynglesæson (Sinsch 1992). I en anden undersøgelse, er både hanners og hunners største alder i naturen fundet at være 8 år (Leskovar et al. 2006). I en tredje undersøgelse hvor en bestand i det sydlige England blev fulgt over 20 år, blev hannerne maksimalt 7 år medens 3 ud af 63 hunner blev over 10 år, hvoraf den ældste blev 17 år (Banks et al. 1993). Danske erfaringer fra Fyns Hoved, viser, at hanner undtagelsesvist kan blive omkring 13 år i naturen.

Nyforvandlede og voksne tudser tages nogle steder gerne af måger. Hvor der hvert år er mange strandtudser som fx i afblæsningssøerne bag Råbjerg Mile, kan man lidt før skumring iagttage, hvordan mågerne samler sig og afventer skumringens og dermed fødens ankomsten. De tages desuden af kragefugle, der vender dem om og hakker hul i bugen. Blandt øvrige fjender tæller natugle, fiskehejre, grævling og rovdyr af mårfamilien (Fog et al. 1997, 2001).

Strandtudsen overvintrer ved at grave sig 60-120 cm ned til frostfri dybde i rasteområdet på ikke-vandlidende arealer. I grusgrave kan dette fx ske i sandede skrænter, som også er lette for tudserne at grave i. Disse må dog ikke være udsat for nedskridning, hvorfor de lidt ældre og mere stabile skrånninger foretrækkes. Desuden foretrækker tudserne soleksponerede skrænter med lav vegetation, da frosten der ikke trænger så langt ned i jorden (Sinsch, 1989).

Der er ikke referencer på hvor overvintringsstedet er lokaliseret i forhold til yngle- og rasteområdet. Ud fra artens levevis, kan det antages, at nærmeste egnede overvintringsområde vil blive benyttet. I områder hvor yngle- og rasteområde ligger tæt på egnede overvintringssteder, vil en stor del af en ynglebestand derfor kunne findes overvintrende meget samlet. Er der derimod lang afstand fra yngleområde til nærmeste egnede overvintringsområder, kan disse være spredt over et stort geografisk område.



### Levested gennem hele livscyklus for alle livsstadier

Artens overordnede ynglehabitater er langs den jyske vestkyst: 2190 Klitlavning, 3110 Lobeliesø og 3130 Søbred med småurter samt kørespor; langs de indre danske kyststrækninger og fjorde: 1150 \*Kystlaguner og strandsøer, afgræssede lavvandede områder på 1310 Enårig strandengsvegetation, 1330 Strandeng og 6410 Tidvis våd eng samt tidvise søer inklusive markoversvømmelser; ved Bornholms kyststrækning småpytter, såkaldte rockpools i 1230 Kystklint og -klipper; og indenlands i lavvandede lysåbne partier i grusgrave oftest tidvise søer.

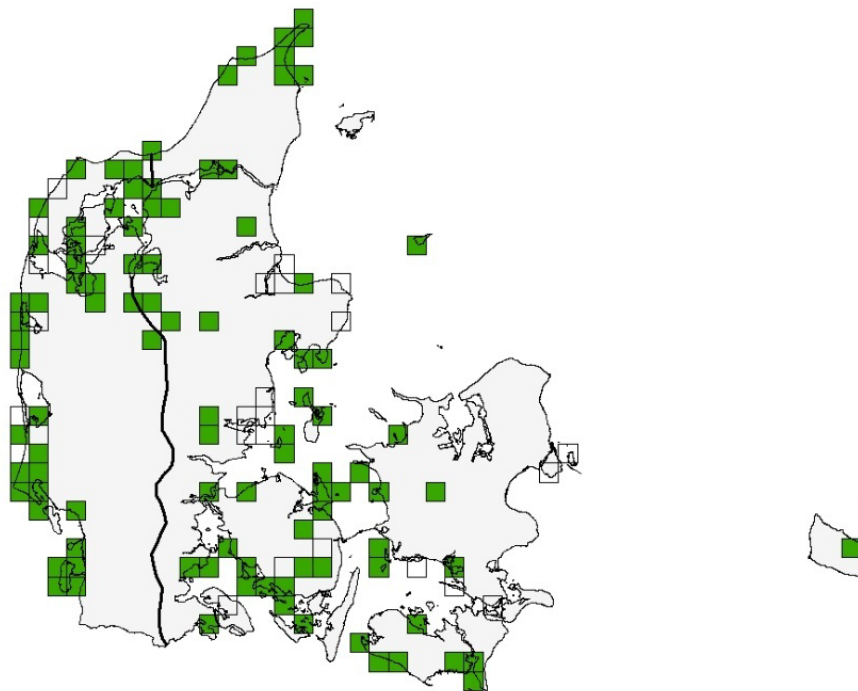
Haletudserne søger føden i yngleområdet og for de nyforvandlede tudser er det typiske fødesøgningsområde det udtørrede yngleområde med fugtig bund. For subadulte og voksne tudser vil yngle- og rasteområdet normalt være det samme område. Hvor vandringsruterne er egnede for arten, kan fødesøgningsområdet ligge et stykke fra yngleområdet og her omfatte 1210 Strandvolde med enårige planter og 1220 Strandvolde med flerårige planter, 1330 Strandenge, 2130 \*Grå/grøn klit og 2330 Græs-indlandsklit, 2140 \*Klit-hede, 2250 \*Enebærklit, 2310 Visse-indlandsklit, og 2320 Revling-indlandsklit, 6120 \*Tørt kalksandsoverdrev, 6210 Kalk-overdrev, 6230 \*Surt overdrev. Men også ikke tilgroede råstofgrave samt grus- og asfaltveje kan bruges som fødesøgningsområder.

Strandtudsen overvintrer ved at grave sig ned i rasteområdet.

Strandtudsen vandrer hvor den ikke møder for mange forhindringer, dvs. områder med ingen til lav vegetation eller ledelinjer med ingen til lav vegetation gennem arealer med højere vegetation.

## 12.3 Udbredelse

**Figur 12.3.** Forekomst og udbredelse af strandtudse i kvadrater på 10 x 10 km<sup>2</sup> ved den nationale overvågning fra 2004 til og med 2021. Grøn firkant angiver kvadrat med fund af arten, og åben firkant angiver undersøgt kvadrat uden fund. Grænsen mellem den atlantiske og den kontinentale biogeografiske region er vist på kortet med en sort streg. Figuren viser ikke andre fund af arten i perioden, ligesom figuren ikke viser artens udbredelsesområde.



I NOVANA-overvågningen fra 2004 til og med 2021 er strandtudse fundet i 100 kvadrater. Vær opmærksom på, at der i den ekstensive NOVANA overvågning eftersøges yngel og/eller kvækkende hanner typisk 4 steder for hver art i hvert 10 x 10 km<sup>2</sup> kvadrat. Det betyder at hvis en større del af et kvadrat

fx er strandeng egnet for strandtudsens, er det meget sandsynligt, at den findes ynglende flere steder end de undersøgte. Hertil kommer i samme periode indberetninger af registreringer fra yderligere knap 100 kvadrater, der kan findes ved opslag i arter.dk og naturbasen.dk. I flere af kvadraterne med registrering af strandtudse i perioden 2004-2021, er arten i dag uddød.

Strandtudse er overvejende udbredt langs den jyske vestkyst, i Limfjordsområdet, langs de indre danske kystlinjer, langs fjordene, Østersøkysten og Bornholms kyster. Indenlands findes den på få lokaliteter.

Strandtudse er i tilbagegang i hele landet. I perioden fra 1940'erne til 1980'erne forsvandt arten fra 65 % af dens tidligere lokaliteter (Fog et al. i Heatwole, H. & J. W. Wilkinson (eds) (2019)) svarende til 2,5 % pr. år. I perioden 1975-1986 til 2002-2012 (Adrados 2015) forsvandt arten fra 40 % af dens tidligere 5x5 km (atlas)kvadrater med i gennemsnit 1,9 % pr. år med meget store forskelle fra egn til egn – se tabel 1.

**Tabel 12.1.** Tilbagegangen af strandtudse fra ca. 1940 til perioden 2002-2012.

Metode	Tilbagegang fra ca. 1940 til 1980		Tilbagegang fra 1975-1986 til 2002-2012	
	Samlet	Årligt	Samlet	Årligt
	Genbesøg af tidligere lokaliteter med fund af arten		Positiv registrering i 5 x 5 km (atlas) kvadrater	
Hele landet	65,0 %	2,5 %	40,0 %	1,9 %
Vestkysten			15,0 %	0,6 %
Lillebæltsområdet			27,0 %	1,2 %
Limfjorden			35,0 %	1,6 %
Strandenge i øvrigt			50,0 %	2,5 %
Indlandslokaliteter			65,0 %	3,8 %
Rockpools			60,0 %	3,3 %

De samlede danske bestande er tidligere blevet estimeret til omkring 25.000 yngleaktive dyr (Adrados 2005), fordelt på:

- Den jyske vestkyst, maksimum 10.000
- Limfjorden, maksimum 5.000
- Danmark i øvrigt ca. 10.000

Med den tilbagegang i artens forekomst i 5x5 km (atlas)kvadrater, der er sket fra periode 1975-1986 til perioden 2002-2012, forventes det, at de samlede danske bestande i dag, er betydelig lavere.

#### Artens forventede fremtidige udbredelse

I 2015, inden omfanget af forventede havvandsstigninger stod klart, blev det konkluderet (Adrados 2015), at strandtudsens fremadrettet så ud til at kunne klare sig nogenlunde i Jylland med undtagelse af indlandslokaliteterne, hvor den var i akut fare for at uddø, ville overleve på Fyn men var i akut fare for at uddø på Sjælland og Bornholm.

#### Spredningsevne

Nogle undersøgelser tyder på, at strandtudsens normalt ikke vandrer over vanskeligt fremkommeligt terræn (Beebe og Denton 1996), medens andre undersøgelser tyder på, at i hvert fald nogle dyr efter ynglesæsonen gerne vandrer i alt 3 til 4 km (ikke lineært men en del frem og tilbagevandring) igennem vanskeligt fremkommeligt terræn som bygmarker (Miaud et al. 2000). Observationer i Danmark gennem den seneste snes år understøtter, at arten i

hvert fald nogle gange er i stand til at vandre igennem vanskeligt fremkommeligt terræn, således fund af kvækkene dyr for en del år siden på tidvis vandsamling på mark ved Faurholt i Vendsyssel omkring 4½ km fra hidtil kendt lokalitet, og kvækkende dyr ved Biersted endnu længere fra hidtil kendt lokalitet. I begge tilfælde må dyrene have bevæget sig tværs gennem kulturlandskabet, dvs. en kombination af dyrkede marker, veje og landlig bebyggelse for at nå frem. På Møn er der to gange registreret kvækkende enkelt-individer af hanner, selv om arten ikke har bestand på Møn. Nærmeste bestand på Tærø lå hhv. 10 og 13 km fra registreringerne på Møn (pers. obs. K. Fog). Her har strandtudsen både skulle svømme over Storstrømmen og vandre gennem almindeligt landbrugsland.

I litteraturen angives voksne tudser at kunne tåle maksimalt 16 ‰ salt (Sinsch et al. 1992). Dette muliggør at strandtudse kan sprede sig over store dele af de indre danske farvande, således Øresund, Storebælt, Smålandsfarvandet, Lillebælt og Det Sydfynske Øhav, hvor saliniteten ligger under denne grænse.

Strandtudsens spredningsevne over en enkelt sæson er undersøgt talrige gange. Således angiver Miaud et al. (2000) 1.200 m som den maksimale distance fra yngleområde til fjerneste observation på rasteområde og Sinsch (1992) angiver i en stor undersøgelse af et geografisk veldefineret område på omkring 8 km<sup>2</sup>, 2.600 m som den maksimale distance. Der er dog ingen undersøgelser, der belyser spredningsevnen over et individs levetid. Det nærmeste, man kommer, er Sinsch et al. (2012), der har lavet modelberegninger over strandtudsens spredningsevne, hvoraf det fremgår, at på sandede jorde og græsland vil 5 % af bestanden migrere indtil 2,5 km og på mere lerede jorde indtil 12,2 km fra yngleområdet. Undersøgelsen bygger på empiriske data fra Spanien, Frankrig, Tyskland og England, og er nok det nærmeste, vi i dag kommer et bud på strandtudsens sprednings-evne. Samlet set kan de mange undersøgelser og feltregistreringer for Danmarks vedkommende summeres til, at strandtudse må kunne forventes at kunne kolonisere nye lokaliteter indtil ca. 13 km fra hidtil kendte yngle-områder.

## 12.4 Registrerings- og overvågningsmetodikker

Strandtudser kan registreres på følgende måder:

- Lytning efter kvækkende hanner
- Visuel optælling af ynglende dyr
- Optælling af fødesøgende dyr på veje og stier
- Optælling af lagte ægstreng
- Optælling af haletudser ved ketsjning
- Optælling af antal nyforvandlede tudser
- DNA-undersøgelser

For en nærmere beskrivelse af registreringsmetoderne se (Søgaard et al. 2018), der er den tekniske anvisning til national ekstensiv NOVANA overvågning af bilag IV padder.

Den sikreste metode til at registrere strandtudse er at registrere dem på yngleområderne i senforår og forsommer. Hvis man vil registrere sikkert, om arten er til stede eller ej, må man besøge stedet adskillige gange i tiden fra sidst i april til først i juli. Som hovedregel bør et af aftenbesøgene i Sydøstdanmark ligge omkring 1. maj og i Nordvestdanmark omkring 15. maj.





Registrering på yngleområdet foretages indledningsvis som lytning efter kvækkende hanner. Dens stemme kan, afhængigt af vejret og støjafgivelse fra omgivelserne, høres på typisk mellem ½ og 2 km's afstand. Lytningen skal foregå på lune stille aftener. I en omkreds af 13 km fra kendte ynglelokaliteter, bør der lyttes med ½ km's interval. Når et kvækkekor indledningsvis er lokaliseret, går man i retning af lyden. Inden man kommer så tæt på lokaliteten, at dyrene forstyrres, vurderes antallet af kvækkende hanner ud fra individuelle stemmekarakteristika og placering på lokaliteten. Er der kun 1 til 4 hanner i et kor, kan antallet vurderes med øret, men ved større kor, falder stemmerne sammen, og det vil ofte være meget vanskeligt at vurdere korets størrelse.

Sikker påvisning af, at strandtudsen forekommer i et område, er ikke altid mulig, da der fx kan være tørre år, hvor tudserne slet ikke kvækker. Hvis man har mistanke om, at tudserne forekommer i området, men ikke yngler det pågældende år - fx fordi der er for lidt vand eller ynglelokaliteten er blevet for tilgroet - kan man eftersøge fødesøgende tudser på land. Eftersøgningen af strandtudser er specialistarbejde.

DNA-spor fra strandtudser i vandet kan detekteres med flere forskellige metoder. DNA-metoderne været anvendt flere gange til at eftersøge vandhulsorganismer i Danmark (Hesselsøe et al. 2015, 2017, 2019). DNA-metoderne kan i hovedsagen anvendes til at påvise forekomst af en eftersøgt art. Hvis der kun tages én vand-prøve for at eftersøge DNA spor af strandtudse kan et negativt resultat ikke anvendes til at afvise artens forekomst i en bestemt sø.

## 12.5 Trusler mod arten

Der er en række trusler mod strandtudsen:

- Tilgroning og manglende afgræsning
- Manglende dynamik i næringsfattige miljøer
- Lav bestandsstørrelse og indavl
- Afvanding
- Eutrofiering
- Trafik
- Mangel på ynglesteder
- Skovrejsning
- Ændringer i nedbørsmønstret
- Havvandsstigning
- Hyppigere storme og øget salinitet
- Driftsændringer og tilgroning i råstofgrave

### Tilgroning og manglende afgræsning

Ophør af afgræsning og høslæt medfører at enge og strandenge gror til med høj vegetation, og at yngle- og fourageringsområder bliver uegnede for strandtudse (Briggs 2004, Rannap 2004). Strandtudsen forsvinder når afgræsning og/eller høslæt på strandengene ophører.

Den historiske drift, som bønderne stod for i det gamle kulturlandskab, skabte store og sammenhængende levesteder for strandtudsen på strandenge overalt i Danmark. Klitheden blev også udnyttet til høslæt og afgræsning. Høslæt og afgræsning hang sammen med tilstedeværelse af mange små malkekvægsbrug overalt i landskabet, også på de helt små øer. Bøndernes historiske drift af det åbne land har været fordelagtigt for strandtudsen.

Gennem de senest årtier er antallet af fouragerende gæs på strandenge steget markant. Gæs fouragerer kun på helt kort græs og æder det næringsrige friske græs. Succes af den ene art kan således begrænse en anden art. Var der stadig store sammenhængende, velafgræssede strandenge, som i det historiske kulturlandskab ville der stadig være plads til både gæs og strandtudser. Kun meget få strandenge er velafgræssede og strandtudser er derfor nødt til at yngle på de samme strandenge som gæssene finder deres føde på.

#### **Manglende dynamik i næringsfattige miljøer**

Vegetationens klimaks har i klit og klithede historisk været netop klit og klithede. Igennem de seneste årtier har øget atmosfærisk nedfald af kvælstof gødet sandet og stabiliseret vegetationsdækket ved at fremme plantevæksten.

Klit - klithede landskabet er som biotop ikke kendetegnet ved stabilitet, med ved en dynamisk vekslen mellem nye afblæsningsflader, der efterfølgende langsomt gror til moden klithede. For at give klitten og klitheden noget dynamik tilbage er der de seneste år foretaget rydning af invasive bjergfyr, mosaikafbrændinger i klitheden, afvandingssystemer er blevet sløffet for at holde vandet tilbage, og på udvalgte arealer dæmpes sandflugten ikke længere.

Overstabiliseringen af klit og klithede ved nedfald af kvælstof er på trods af den indsats, der hidtil er gjort, stadig en aktuel trussel mod egnetheden af strandtudsens yngle- og rasteområder langs den jyske vestkyst. Bliver der ikke fulgt op på den indsats, der er gjort, og kvælstofdepositionen bringes til under tålegrænserne for strandtudsens levesteder, vil tilgroningen fortsætte.

#### **Lav bestandsstørrelse og indavl**

Mange bestande af strandtudse er uddøde og en meget stor del af de overlevende bestande er gået voldsomt tilbage og rummer få voksne dyr. Lav bestandsstørrelse og ringe genetisk variation er en alvorlig trussel, og negative effekter heraf vil kunne vanskeliggøre eller forhindre bevarelsen på længere sigt. Yderligere tab af genetisk variation i de bestande, der hidtil har overlevet skal undgås. Det må frygtes, at ikke alle overlevende bestande igen kan bygges op grundet for stort tab af genetisk variation.

#### **Afvanding**

I det gamle kulturlandskab blev strandenge meget ofte afvandet med et system af grøfter og grøblerender, for at kunne opdyrke engene, og for at øge udbyttet af græs og sikre at de græssende dyr kunne komme tidligt ud på engene. Driften er stort set ophørt, men afvandingen eksisterer stadig. Klitheden blev ligeledes i stor stil afvandet med et system af grøfter og grøblerender for at sikre områder til græsning, dyrkning eller tilplantning som plantage. Strandtudsens ynglesteder forsvinder meget let ved grøftning og gravning af grøblerender. Som et eksempel blev der på strandeng i det sydvestlige Mors i 1992 registreret 6-9.000 yngleaktive hanner i trykvand-det mellem moræneskræntens fod og den øvre strandvold (Adrados 1992). Ved NOVANA overvågningen i 2013, var den øvre strandvold gennembrudt et enkelt sted og det store areal med trykvand borte (pers. obs. L. C. Adrados) og der blev registreret 22 kvækkende hanner (arter.dk). Bebyggelse af kysten med sommerhuse kan fx betyde at der etableres grundvandssænkende pumper til skade for grundvandsstanden på strandengene. Øget grundvandsindvinding i nærheden af klithede kan medføre udtørring af de mest lavvandede lokaliteter og tidligere udtørring af de lidt dybere lokaliteter. Afvanding fører til mangel på ynglesteder, men også til fravær af dynamisk vandstand, som er en vigtig

faktor for at opretholde tidlige successionsstadier eller mosaik af tidlige og senere successionsstadier.

Grøftning betyder at hundestejler har en permanent vandflade, hvor de kan overleve året rundt og derfra meget let kolonisere lavninger i strandenge ved forårsoversvømmelser. Ofte er der gravet små render fra lavninger til grøfter. Hundestejler er meget overlevelsedygtige og er trods deres ringe størrelse via deres høje antal en alvorlig trussel for strandtudsens yngel. Tilstedeværelse af hundestejler betyder næsten altid, at strandtudse ikke får ynglesucces.

### **Eutrofiering**

Eutrofiering gør en vandsamling uegnet som ynglested for strandtudse. Strandtudsens æg og haletudser overlever dårligt eller slet ikke i eutrofierede vandsamlinger. Både æg og haletudser klarer sig til gengæld rigtig godt i "naturligt næringsrige" vandsamlinger, hvor græssende køer eller heste fjerner vegetation ved afgræsning, og tilfører en passende forstyrrelse af miljøet. Eutrofierede vandsamlinger udvikler en artsfattig vegetation med typisk trådalger, som haletudserne ikke kan æde. Vandfladen henligger skygget under trådalgerne og de epifytiske alger på sandskornene forsvinder. Måtter af trådalger kan også tjene som skjulested for salamandre. Tilførsel af næring til en strandeng som fx selv en lille mængde kunstgødning eller tilledning af drænvand via grøft fra opdyrkede marker vil medføre en eutrofiering af en strandeng og dens vandsamlinger. Opdyrkning nær forårsoversvømmelser vil også skabe eutrofiering.

### **Trafik**

Strandtudsen er meget udsat for at blive trafikdræbt. Veje ligner strandtudsens åbne, bare levested og tiltrækker derfor arten under fødesøgning. Under vandring benytter strandtudsen også gerne veje. Selv en meget lav trafiktetthed kan være katastrofal for en bestand og trafikdrab forekommer selv i sandede hjulspor. Etablering af fx sommerhusområde kan derfor være en stor trussel mod en lokal bestands overlevelse. Der er generelt en hurtig omsætning i paddebestande. I nogle bestande er det almindeligt at ca. 40 % af de voksne individer dør årligt. Det sås blandt andet ved gentagne fangst-gentagstundersøgelser på Sprogø i perioden 1996-2001 (Hesselsøe og Frisen-vænge, 2001). Bestandene kan derfor generelt kun overleve, hvis der sikres en høj ynglesucces.

### **Mangel på ynglesteder**

Udsætning af fisk i vandhuller særligt grusgravssøer er lokalt en trussel mod strandtudsen, idet de æder strandtudsens æg og haletudser (Fog 1996, Fog et al. 1997). Den danske befolkning er generelt ikke vidende om de klart skadelige effekter af udsætning af fisk på den naturligt forekommende flora og fauna i vandhuller. Desuden ligger det i manges opfattelse, at der hører fisk til i vand.

### **Skovrejsning**

Skovrejsning favoriserer paddearter, der lever i højere vegetation og skov på bekostning af strandtudsen. Voksne individer af stor og lille vandsalamander benytter ofte vandsamlinger som levesteder det meste af sommerhalvåret og er meget effektive prædatorer på æg og yngel af strandtudse. Skovrejsning nær et levested for strandtudse kan derfor være en alvorlig trussel.

### **Ændringer i nedbørsmønstret**

I fremtiden vil Danmark generelt få mere nedbør (Drews et al. 2011), og der forudses ændringer i nedbørsmønstret. Der er estimeret en forøgelse af nedbør i forårs- og efterårsmånederne i det 21. århundrede, medens der for perioden 2021-2050 forventes nogenlunde uændrede nedbørsmængder om sommeren og i perioden 2071 -2100 en reduktion af nedbøren om sommeren (Drews et al. 2011). Sidstnævnte er dog behæftet med stor usikkerhed. I tillæg forventes kraftigere nedbørsekstremer med en tydelig tendens til, at de mest ekstreme nedbørs-hændelser øges mere end de mindre ekstreme (Drews et al. 2011).

Kombinationen af forøget forårsnedbør og reduktion af sommernedbøren, kan for strandtudse medføre ændringer i fordeling og forekomst af egnede ynglesteder. Mere nedbør generelt og mere forårsnedbør i særdeleshed vil gøre eksisterende yngleområder mindre egnede på grund af dybere vand, men til gengæld vil der så opstå nye vandsamlinger andre steder. Forudsat at der i landskabet er plads til disse nye vandsamlinger og deres pleje, er der ikke umiddelbart nogen grund til at antage, at strandtudsen vil lide under en sådan forøgelse af nedbøren.

En reduktion af sommernedbøren, kan derimod vise sig at blive et problem for strandtudsen. Da arten lægger æg i de mest lavvandede områder, vil mindre nedbør i månederne juni, juli og august medføre en øget risiko for udtørring inden haletudserne metamorfoserer.

### **Havvandsstigning**

IPCC's prognose for forventede ændringer i middelvandstand RCP 8.5 viser en havvandsstigning i 2100 på mellem 84 cm (meridian) og 110 cm (øvre sandsynlige niveau) (Oppenheimer et. al 2019). På baggrund af denne prognose er der gennemført en national analyse af havvandsstigningernes omfang for lavtliggende kystnatur hhv. år 2070 og 2120. Her angives at af det i dag kendte totale areal med strandtudse på 233 ha, vil 25 ha (10,7 %) i 2070 og 90 ha (38,4 %) i 2120 være permanent oversvømmet (Ebbensgaard et al. (2022).

I områder, hvor strandeng ligger foran anden natur, vil strandengen ved havvandsstigning flytte sig ind i landet på bekostning af de andre naturtyper. Hvor der bag strandengen er dige eller kystskrænt, vil der ske coastal squeezing, da strandengens landværts migration forhindres. Ebbensgaard et. al (2022) angiver at 1.087 km<sup>2</sup> under kote 1,00 m ligger foran dige/dæmning, medens 499 km<sup>2</sup> ligger bagved dige/dæmning. Dvs. at der vil være mange strandenge, hvor strandtudse ikke har mulighed for at flytte med strandengen højere op i landskabet.

### **Hyppigere storme og øget salinitet**

Ebbensgaard et. al (2022) angiver, at af det i dag kendte totale areal med strandtudse på 233 ha, vil 166 ha (71,0 %) blive oversvømmet med saltvand ved 10-årshændelser i 2120 og tilføre fisk som hundestejle og aborre til ynglestederne. For strandtudse kan kraftigere storme betyde en for kraftig opsaltning af lavtliggende yngleområder, men til gengæld en moderat opsaltning af tidligere ferske områder, der således, givet at der er plads til dem og deres pleje i landskabet, vil medføre nye potentielle yngleområder. Den væsentligste udfordring kan vise sig at være de klimatilpasninger, der foregår overalt i landet med beskyttelse mod bl.a. stigende hyppighed for stormflod. Hvis ikke der i kystbeskyttelsesarbejdet indtænkes naturinteresser, kan strandtudse komme til at mangle plads i kystlandskabet.

### **Driftsændring og tilgroning i råstofgrave**

Råstofgrave som grusgrave, lergrave, kalk- og kridtgrave og stenbrud var tidligere gode levesteder for strandtudsen, fordi der regelmæssigt blev skabt nye lavvandede ynglesteder når gravningen stoppede ved grundvandsstanden. I dag graves gruset op dybt under grundvandsspejlet og resultatet er dybe, stejlkantede søer, hvor strandtudsen ikke kan yngle. Tværtimod favoriseres strandtudsens konkurrent, skrubtudsen, af de dybe søer.

Råstofgravens sparsomt bevoksede flader er et godt levested for strandtudsen. Råstofgravene er dog typisk kun egnede levesteder, så længe der stadig indvindes i dem og i en periode herefter inden tilgroning. Ved reetablering af råstofgrave, sker det som oftest at landskabet efterlades til tilgroning med pilebuske og førne af græs og stauder samt en række større permanente søer, hvori der ikke sjældent etableres put-and-take fiskeri med bl.a. ørreder. Her ved ophører området værdi som yngle- og levested for strandtudse.

## **12.6 Generelle og specifikke forvaltningstiltag**

Med de seneste års indsats i en række EU-LIFE projekter med at reetablere naturlig hydrologi i habitatkomplekserne i det nordatlantiske klithedelandskab langs den jyske vestkyst, med de seneste fremskrivninger af effekterne af havvandsstigninger på lavtliggende kystnære områder (Ebbensgaard et al. 2022) og de øvrige trusler mod strandtudsen, er den forventede fremtidige udbredelse:

- Habitatkomplekserne i de nordatlantiske klitheder: Det er endnu for tidligt at vurdere de langsigtede virkninger af den betydelige genskabelse af naturlig hydrologi som har fundet sted. Forventningen er, at indsatserne fremadrettet vil medføre begrænset, men øget udbredelse af strandtudse i de fugtige dele af de nordatlantiske klitheder.
- Indlandslokaliteter og Bornholm: Uændret status – fortsat i akut fare for at uddø.
- Strandenge: Medmindre der gøres en betydelig indsats for at sikre landværts migration af strandengen (inkl. etablering af nye tidvist vandfyldte lavninger), hvor strandtudse findes i dag og der samtidig gøres betydelig indsats for at fjerne de øvrige trusler, må der forventes betydelig tilbagegang for arten, lokal uddøen og generel decimering af bestandene. Alene som et resultat af truslen fra det stigende havspejl vil strandtudsen i et 2120-scenarie forsvinde som strandengsart. De øvrige trusler vil muligvis betyde at strandtudsen er forsvundet fra langt de fleste strandengene længe inden da.

Der er dokumentation for, at reetablering af artens tidligere ynglesteder på strandenge hvor græsning over en længere årrække har været afbrudt og genetablering af passende græsning, kan gavne arten (Briggs og Damm 1998 og Briggs 2004). Etablering eller restaurering af lavvandede ynglesteder på strandenge med afgræsning eller høslæt har erfaringsmæssigt kunnet gavne arten (Damm 2022).

Fra Tyskland er der dokumentation for at flytning af bestand kan lade sig gøre. Ved miljøvurdering af udvidelse af kraftværk ved Hamborg, blev der fundet en lille isoleret bestand af strandtudse. Myndighederne krævede flytning af bestanden til nyt ynglested 10 km fra det oprindelige. Her skulle det dokumenteres at bestanden var uændret eller øget for at kraftværket kunne

udvides. Myndighederne krævede brug af dokumenterede opdrætsmetoder fra to LIFE-Nature projekter (LIFE Bombina og LIFE Baltcoast), således:

- Igennem 3 år skulle der indsamles æg fra 3-5 ægstrengte til opdræt. Herfra skulle der udsættes 9.000 haletudser og 1.000 nyforvandlede tudser på den nye lokalitet.
- Det 4. år skulle det oprindelige levested indhegnes med midlertidigt paddehegn og alle voksne tudser skulle indfanges og udsættes på den nye lokalitet.

Evaluering af indsatsen: 2 år efter udsættelse af første haletudser, blev der hørt 10 unge hanner på den nye lokalitet og 3 år efter første udsættelse blev der hørt 30 hanner, hunner dukkede op og der var naturlig ynglesucces. Det blev konkluderet, at flytningen af bestanden var lykkedes.

Grundet manglende effektmonitoring af tiltag (adaptiv naturforvaltning) er der ikke dokumentation for effekterne af nedenstående forvaltningsmæssige tiltag – de beror alene på viden om artens økologi og levevis og mangeårige erfaringer med pleje for arten.

Hvis strandtudse tidligere er eftersøgt og konstateret inden for en radius af 13 km de seneste 13 år og hvis arten ikke tidligere har været eftersøgt inden for denne afstand, så bør den aktuelle forekomst af arten klarlægges. Forekommer strandtudse i området, så kan projekter eller planer, som medfører følgende påvirkninger have negative konsekvenser for arten:

- Ødelæggelse og forringelse af yngle- og rasteområder
- Opsplitning af bestande og levesteder
- Anlæg af veje og byggeri

I den konkrete situation kan tiltag nævnt under generelle tiltag til forbedringer, imødegå negative påvirkninger.

### **Naturpleje og arealforvaltning**

Strandtudsens yngle- og rasteområder kan være søer, enge og strandenge, der er omfattet af naturbeskyttelseslovens § 3. Hvis dispensationer herfra kan indebære forringelser, skal det gennem tiltag sikres at den økologiske funktionalitet som minimum opretholdes både kvalitativt og kvantitativt, og at bestanden ikke skades. I både den kvalitative som kvantitative vurdering er det væsentligt at tage højde for effekten af kommende havvandsstigninger, hyppigere storme og øget salinitet. Strandtudsens yngle- og rasteområder kan også være markoversvømmelser og vandpytter fx i aktive grusgrave, som ikke er omfattet af naturbeskyttelsesloven. Netop disse yngle- og rasteområder er meget truede, da ejer og bruger sjældent er klar over, eller har forståelse for at arealet er beskyttet når strandtudsens forekommer. Myndighederne har et særligt ansvar i forhold til sikre beskyttelsen i disse tilfælde, fx ved miljøvurdering af planer og programmer og VVM'er.

Tiltag kan bl.a. være græsning/høslæt og stop for gødskning omkring yngleområderne, gravning og oprensning af ynglesteder.

### **Genopretningsprojekter**

Ved projekter hvor der ønskes etableret en ny bestand hvor arten ikke forekommer, er det afgørende at donorbestanden holdes skadesløs. Indsamling og flytning af voksne vil som udgangspunkt altid påvirke donorbestanden



negativt. Indsamling af æg og opdræt til enten store haletudser, eller bedre, nyforvandlede dyr kan bruges som metode til at etablere en ny bestand som kopi af en eksisterende. Der bør som udgangspunkt tilbageføres 15 % af det indsamlede antal æg som opdrættede store haletudser eller bedre nyforvandlede dyr for at holde donorbestanden skadesløs. Hele den indsamlede diversitet (antal parringer) skal repræsenteres ligeligt ved tilbageførsel til donorbestanden. Der bør indsamles så stor genetisk diversitet (antal parringer) fra donorbestanden som muligt. Ved genopretningsprojekter langt fra donorbestanden, er det væsentligt at respektere lokale/regionale genetiske karakteristika, så den nye bestand etableres med det genetiske karakteristika, som findes lokalt/regionalt – se Adrados (2015).

### **Opsplitning af bestande og levesteder**

I administration og planlægning skal det vurderes, om et projekt kan opsplitte bestande. Udenfor yngletiden opholder strandtudse sig 1 km eller mere fra yngleområdet. Anlæg af veje kan opsplitte bestande og være en trussel mod ynglebestanden i et givet område. I tillæg kan den øgede dødelighed være bestandsafgørende.

For bestande, der lever i et stort område, kan der være forholdsvis store afstande mellem yngle- og rasteområderne, og ungdyr skal kunne vandre forholdsvis langt omkring for at kolonisere nye yngleområder. For at sikre den økologiske funktionalitet og undgå opsplitning af sådanne bestande er det vigtigt, at der opretholdes egnede sprednings- og vandringsveje mellem yngle- og rasteområderne. Passende afgræsning er velegnet, idet områder med lav vegetation, åbne flader og navnlig kreaturstier leder tudserne effektivt. Særligt for de unge strandtudser er det meget vigtigt med gode muligheder for at vandre fra fugtige fødesøgningsområder til tørre overvintringsområder. I klit og klithede uden afgræsning, vil trampestier fremme artens muligheder for spredning (pers. obs. L. C. Adrados).

Tiltag, som fx gravning af et nyt ynglested skal geografisk ligge indenfor det sammenhængende netværk af yngle- og rastesteder for en bestand. Hvis et projekt medfører at alle eksisterende ynglesteder nedlægges, bør der som et konservativt skøn etableres mindst dobbelt så mange og store som der nedlægges. Det handler om at erstatte en funktion, og de eksisterende ynglesteder bør derfor ikke nedlægges før de nye har en dokumenteret økologisk funktionalitet både kvalitativt som kvantitativt, der mindst svarer til de der nedlægges. I tillæg bør den pleje der evt. var på eksisterende lokaliteter (fx græsning) etableres på de nye lokaliteter. Da strandtudsen typisk yngler i nydannede eller ustabile vandsamlinger, koloniseres nygravede vandhuller ofte allerede i det første forår, hvis spredningsmulighederne er gunstige.

Fjernelse af nuværende spredningsbarrierer, opsætning af paddehegn og -underføringer (Cueto et al. 2011; Vejdirektoratet 2020) kan benyttes som tiltag. Værdien heraf bør dog afklares gennem en vurdering af de lokale forhold.

Tiltag bør altid placeres i afstande, der passer til strandtudsens spredningsevne. Her er det meget væsentligt at tage bestandens størrelse i betragtning, idet store livskraftige bestande har større spredningsevne end mindre. Tiltagene må ofte være meget lokale, for at have effekt på størstedelen af en bestand.

Da nogle bestande af strandtudse udveksler individer med hinanden, og nogle bestande ligefrem er afhængige af indvandring, kan forbedringer af nabo-bestandes vilkår også i nogle tilfælde styrke den bestand, der berøres af

et anlægsprojekt. Omfanget af en sådan bestandsafhængig indvandring fra nabobestande kræver omfattende kortlægning og evt. telemetri at fastlægge.

### **Anlæg af veje og byggeri**

Forstyrrelse og forsætligt drab ved anlægsprojekter i områder med strandtudser kan mindskes ved at stille krav til udformning af designmæssige detaljer, fx udformningen af kælderskakter, højden af kantsten og maskestørrelse i afløbsriste, så tudser ikke fanges. I anlægsfasen skal det sikres, at tudserne ikke fanges i udgravninger eller begraves. En del af disse problemer kan imødegås ved opstilling af midlertidige paddehegn i bestemte perioder. Det er dog vigtigt, at disse ikke udgør en hindring for tudsernes vandring mellem levestederne, ligesom der skal stilles krav om hyppigt tilsyn og effektiv vedligeholdelse af midlertidige hegn. En del af problemerne kan også imødegås ved at tilrettelægge arbejdet, så der ikke arbejdes i nattetimerne, eller ved at undgå byggefasen med megen aktivitet nær ynglestederne i yngletiden. Endelig er det muligt at undgå forsætligt drab på baggrund af dyrenes sæsonbestemte vandring mellem kortlagte yngle- og rasteområder. På den baggrund anbefales følgende generelle retningslinjer. Perioderne kan muligvis indsnævres efter ekspertvurdering eller efter nøje overvågning af den aktuelle bestand, ligesom perioderne kan ændres som følge af vejrmæssige afvigelser fra et normalår.

- Yngletiden (april-august): Dele af bestanden er i perioden koncentreret i og tæt omkring ynglestederne, dog kan bl.a. de ikke-kønsmodne dyr fortsat opholde sig i rasteområdet. I denne periode kan indgreb i rasteområder på afstand af ynglestederne derfor i nogle situationer udføres. I samme periode kan det i nogle tilfælde være muligt at anvende midlertidige hegn for at begrænse dyrenes mulighed for at vandre tilbage til et rasteområde, som senere skal inddrages til anlægsaktiviteter (Dette kræver muligvis dispensation fra artsfredningsbekendtgørelsen).
- Aktivperiode uden for yngletid (juni-oktober): Skal dele af et rasteområde ryddes for padder inden et planlagt anlægsarbejde, så bør området gennemgås ved en række besøg om natten i egnet vejr, for at indsamle vandrede padder og flytte dem ud af området, inden de går til overvintning (indsamling og flytning kræver dispensation fra artsfredningsbekendtgørelsen). Indgreb i rasteområderne udføres forsigtigt og i samarbejde med biologisk tilsyn, som samtidig sikrer, at de dyr som skjuler sig i området flyttes til andre egnede rasteområder (kræver dispensation fra artsfredningsbekendtgørelsen).
- Dvaleperiode (november-marts): I den periode kan der laves indgreb i ynglestederne. Der kan ikke laves indgreb i rasteområderne, medmindre man aktivt har begrænset dyrenes mulighed for at gå i dvale i de områder der påvirkes.

### **Generelle tiltag til forbedringer**

Til supplerende af beskyttelsestiltag kan man gennemføre en række forvaltningsmæssige tiltag, hvor det overordnet gælder om at sikre arten gode levesteder i områder, hvor den aktuelt forekommer. I den forbindelse kan nævnes følgende tiltag:

- Afgræsning af yngle- og rasteområder samt vandringskorridorer imellem disse.
- Høslæt af rasteområder.
- Blokering af grøfter, grøblerender og drænrør.
- Afbrydning af grøfter, hvorigennem fisk koloniserer ynglesteder.

- Gravning af ynglesteder, eller "skrab", dvs. skabelse af lavninger i terrænet, hvor der kan stå vand en del af året.
- Afslåning af forårsoversvømmede bredder af yngleområder.
- Rørhøst.
- Fjernelse af busk- og træopvækst på yngle- og rasteområder.
- Eliminering af tilførsel af næring til yngle- og rasteområder.
- Retablering af råstofgrave med vegetationsfattige flader og tidvise vandhuller. Dette skal gøres, så det ikke medfører forringelser for andre Bilag IV-arter hvis de forekommer (fx grønbroget tudse, løgfrø og markfirben).

Strandtudse yngler ofte i vandsamlinger på strandenge og arten er stærkt afhængig af, at oversvømmede lavninger afgræsses. Afgræsning af strandenge er derfor afgørende for bevarelse af arten på strandenge.

Strandtudsens er afhængig af, at der på en given lokalitet findes helt lysåbne, tidvise vandsamlinger, der kan benyttes som ynglesteder, at der i umiddelbar tilknytning til disse findes egnede fødesøgningsområder for nyforvandlede strandtudser, at der findes rasteområder med åbne partier med enten ingen eller meget lav vegetation, og at der findes egnede sprednings- og vandringsveje ligeledes med åbne partier mellem yngle- og rasteområderne.

Nyskabte yngleområder er uden vegetation, og plejede yngle- og rasteområder står med sparsom vegetation. Det kan under de rette vejrforhold forventes, at de koloniseres det første år. Chancen for, at dyrene fortsat knyttes til det nye område øges, hvis der er etableret egnede fødesøgningsområder og overvintringsområder i nærheden.

## 12.7 Andre forhold relevante for forvaltningstiltag

Strandtudse og grønbroget tudse stiller sammenlignelige krav til ynglelokaliteten, dog yngler strandtudse bedre i meget lavvandede tidvise søer som hurtigt tørrer ud. Det er ikke muligt at forene kravene til ynglelokalitet med andre bilag IV paddearter (bortset fra grønbroget tudse), så her må træffes et valg.

Til gengæld stemmer strandtudsens krav til ynglelokaliteter på strandenge meget godt overens med habitat-kravene for fx brushane (*Philomachus pugnax*), dobbeltbekkasin (*Gallinago gallinago*), lille- og stor kobbersneppe (*Limosa lapponica* og *Limosa limosa*), regnspøve (*Numenius phaeopus*), rødben (*Tringa totanus*), tinksmed (*Tringa glareola*) og vibe (*Vanellus vanellus*).

## 12.8 Referencer

Adrados, L.C. (1992): Frøer, tudser og salamandre i udvalgte dele af Viborg Amt, 1992. Forekomst og bevaringsstrategier. Natur og Ungdom for Viborg Amt. 94 pp.

Adrados, L. C. (2005): Kortlægning af padde indlæg på NOVANA fagmøde om arter og terrestrisk natur 16/11/2005.

Adrados L. C. (2015): Forvaltningsplan for strandtudsens, Beskyttelse og forvaltning af strandtudsens, *Epidalea calamita* og dens levesteder i Danmark, Miljø- og Fødevarerministeriet, Naturstyrelsen. 50 pp. ISBN: 978-87-7279-692-5 (WEB).

- Andrén, C. og Nilson, G. (1979): Om stinkpaddans *Bufo calamita* utbredning och ekologi på den svenska västkysten. Fauna och flora 74: 121-132.
- Arak, A. (1988): Female mate selection in the natterjack toad: Active choice or passive attraction? Behave Ecol Sociobiology. 22: 317-327.
- Aubry, A., Be Cart E., Davenport J. & Emerson M.C. (2010): Estimation of survival rate and extinction probability for stage-structured populations with overlapping life stage. Popul Ecol. DOI 10.1007/210144-010-0194-9.
- Banks, B. og Beebee T.J.C. (1986): Climate effects on calling and spawning of the natterjack toad *Bufo calamita*: Discriminate analyses and applications for conservation monitoring. Biol. Conserv. 36: 339-350.
- Banks, B. og Beebee, T.J.C (1988): Reproductive success of Natterjack toad *Bufo calamita* in two contrasting habitats. Journal of Animal Ecology. 57: 475-492.
- Banks, B., Beebee T.J.C. & Denton J.S. (1993): Long-term management of a natterjack toad (*Bufo calamita*) population in southern Britain. Amphibia-Reptilia. 14: 155-168.
- Beebee, T.J.C., Fleming, L.V. & Race, D. (1993): Characteristics of natterjack toad (*Bufo calamita*) breeding sites on a Scottish saltmarsh. - Herpetological Journal 3(2): 68-69.
- Beebee, T.J.C. & Denton, J. (1996): Natterjack Toad Conservation Handbook. English Nature. 30 pp.
- Biggs, J., Ewald, N., Valentini, A., Gaboriaud, C., Griffiths, R.A., Foster, J., Wilkinson, J., Arnett, A., Williams, P. and Dunn, F. (2014). Analytical and methodological development for improved surveillance of the Great Crested Newt. Appendix 5. Technical advice notes for field and laboratory sampling of great crested newt (*Triturus cristatus*) environmental DNA. Freshwater Habitats Trust, Oxford.
- Blankenhorn, H.J. (1972): Meteorological variables affecting onset and duration of calling in *Hyla arborea* L. and *Bufo calamita calamita* Laur. Oecologia 9: 223-234.
- Briggs, L. og Damm, N. (1998): Sjældne padder i Fyns Amt 1990-96. Udarbejdet af Amphi Consult for Fyns Amt. 77 pp.
- Briggs, L. (2004): Restoration of breeding sites for threatened toads on coastal meadows. p. 34-43 in Rannap, R., Briggs, L., Lotman, K., Lepik, I. & Rannap, V. (eds.): Coastal meadow management - best practice guidelines. Ministry of the Environment of the Republic of Estonia, Tallinn, Estonia.
- Cueto, M., Boesen, P.M., Hansen, W. og Høg, M. (eds. Cueto, M., Henriksen, B. og Ujvári, M.L. (2011): Vejledning, hegning langs veje, anlæg og planlægning. Rapport 309-2011. Vejdirektoratet. 156 pp.
- Curry-Lindahl, K. (1979) i Beebee, T.J.C. (1979): A review of scientific information pertaining to the natterjack toad *Bufo calamita* throughout its geographical range. Biol. Conserv. 16: 107-134.

- Damm, N. (2022): Forvaltningsplan for strandtudse på Fyn og i Det Sydfynske Øhav.
- Dreves, M., Boberg, F., Cappelen, J., Christensen, O.B., Christensen, J.H., Lundholm, S.C. og Olsen, M. (2011): Fremtidige nedbørsmængder i Danmark. Danmarks Klimacenter rapport 11-03. Danmarks Meteorologiske Institut. 17 pp.
- Ebbensgaard, T., Frederiksen, L., Laustsen, K., Flindt, R.M., Canal-Vergés, P. (2022): Havandsstigningernes betydning for kystnaturen. COWI og SDU. 161 pp.
- Fog, K., Schmedes, A. og Rosenørn De Lasson, D. (1997, 2001): Nordens padder og krybdyr. GAD's forlag. 366 pp.
- Fog, K., Adrados, L.C., Andersen, A., Briggs, L., Christensen, P.K., Damm, N., Hansen, F., Hesselsøe, M. og Mikkelsen, U. pp 149-179 i Heatwole, H. and Wilkinson, J.W. (eds) (2019): Amphibian Biology, Volume 11: Status of Conservation and Decline of Amphibians: Eastern Hemisphere, Part 5: Northern Europe. Exeter: Pelagic Publishing.
- Hesselsøe, M. Rudkjøbing, V., Iversen, L. & Kielgast, J. (2015): Validation of eDNA for detection of pond-living organisms (In Danish), Report for Danish Nature Agency. 22 pp.
- Hesselsøe, M.; Larsen, M.; Knudsen, S.W.; Iversen, L.; Møller, P.M.; Hviid, T. (2017) Find beskyttede vandbiller med DNA: Vand & Jord 2017 (2) p. 74-76.
- Hesselsøe, M., Thomsen, E., Knudsen, S.W., Møller, P.M., og Bruun, L. (2019): Find Løgfrø med eDNA. Vand & Jord 2019 (3): 100-102.
- Hesselsøe, M. og Frisenvænge, J. (2001): Grønbroget tudse på Sprogø 1989-2001. Amphi Consult for Sund og Bælt. 32 pp.
- Leskoar, C., Oromo, N., Sanuy, D. & Sinsch, U. (2006): Demographic life history traits of reproductive natterjack toads (*Bufo calamita*) vary between northern and southern latitudes. Amphibia-Reptilia. 27: 365-375.
- Lörcher, K. & Schneider, H. (1973): Vergleichende bio- akustische Untersuchungen an der Kreuzkröte, *bufo calamita* (Laur.), under der Wechselkröte, *Bufo v. viridis* (Laur.). Zeitschrift für Tierpsychologie 32: 506-521.
- Miaud, C., Sanuy, D. & Avrillier, J-N. (2000): Terrestrial movement of the natterjack toad *Bufo calamita* (*Amphibia, Anura*) in a semi-arid, agricultural landscape. Amphibia-Reptilia 21: 357-369.
- Mathias, J.H. (1971) The comparative ecologies of two species of amphibians (*Bufo bufo* and *Bufo calamita*) on the Ainsdala sand dunes national nature reserve. Ph.D. Thesis. University of Manchester.
- Oppenheimer, M., Glavovic, B.C., Hinkel, J., van de Wal, R., Magnan, A.K., Abd-Elgawad, A., Cai, R., Cifuentes-Jara, M., DeConto, R.M., Ghosh, T., Hay, J., Isla, F., Marzeion, B., Meyssignac, B., and Sebesvari, Z. 2019: Sea Level Rise and Implications for Low-Lying Islands, Coasts and Communities. In: IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate [Pörtner, H.-O., Roberts, D.C., Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Tignor, M., Poloczanska,

E., Mintenbeck, K., Alegría, A., Nicolai, M., Okem, A., Petzold, J., Rama, B., Weyer, N.M. (eds.)). Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA, pp. 321–445. <https://doi.org/10.1017/9781009157964.006>.

Rannap, R., A. Lõhmus, A., Tammaru, T., Briggs, L., de Vries, W., og Biebelriether, F. (2012): Northern natterjack toads (*Bufo calamita*) selected breeding habitats that promote rapid development. *Behaviour*, 149: 737-754.

Rannap, R. (2004): Boreal Baltic coastal meadow management for *Bufo calamita*. p. 26-33 in Rannap, R., Briggs, L., Lotman, K., Lepik, I. & Rannap, V., (eds.): Coastal meadow management – best practice guidelines. Ministry of the Environment of the Republic of Estonia, Tallinn, Estonia.

Rove, G. og Beebee, T.J.C. (2004): Reconciling genetic and demographic estimators of effective population size in the anuran amphibian *Bufo calamita*. *Conservation Genetics*. 5: 287-298.

Sinsch, U. (1988): Temporal spacing of breeding activity in the natterjack toad, *Bufo calamita*. *Oecologia*. 76: 399-407.

Sinsch, U. (1989): Sommer- und Winterquartiere der Herpetofauna in Auskiesungen. *Salamandra* 25(2): 105-108)

Sinsch, U. (1992): Structure and dynamics of a natterjack toad metapopulation (*Bufo calamita*). *Oecologia* 90: 489-499.

Sinsch, U., Seine, R. & Sherif, N. (1992): Seasonal changes in the tolerance of osmotic stress in natterjack toads (*Bufo calamita*). *Comp. Biochem. Physiol.* 101A: 353-360.

Sinsch, U. (1997): Postmetamorphic dispersal and recruitment of first breeders in a *Bufo calamita* metapopulation. *Oecologia* 112: 42-47.

Sinsch, U., Oromi, N., Miaud, C., Denton, J. & Sanuy, D. (2012): Connectivity of local amphibian populations: modelling the migratory capacity of radio-tracked natterjack toads. *Animal Conservation* 15: 388-396.

Søgaard B., Adrados, L.C. og Fog, K. (2018): Overvågning af padder, Teknisk anvisning til ekstensiv overvågning, Aarhus Universitet, DCE – Nationalt center for miljø og energi.

Vejdirektoratet (2020): Vejregel: Faunapassager – En Vejledning. Anlæg og Planlægning. 106 pp.

## 13 Grønbroget tudse eller fløjtetudse

### *Bufo viridis*

Af Kåre Fog, Lars Christian Adrados, Lars Briggs, John Frisenvænge og Martin Hesselsøe

**Figur 13.1.** Grønbroget tudse (foto Kurt Jørgensen).



### 13.1 Status

Grønbroget tudse mangler helt i Jylland, men findes på de større øer og mange af de mindre. Arten er pionerart og forekommer i dag i forskellige typer vandhuller med sparsom vegetation, især nær kysten. Foruden sådanne naturprægede levesteder forekommer arten også i stærkt kulturpåvirkede landskabstyper, herunder i bymæssig sammenhæng. Grønbroget tudse kan kolonisere nye yngleområder i en afstand af 4 km omkring et eksisterende yngleområde, og er meget fleksibel med hensyn til at kolonisere nye ynglesteder, når gamle forsvinder. Alligevel er den stærkt truet. De to vigtigste trusler er 1) det stigende havniveau og deraf følgende saltvandsovervømmelser under vinterstorme, og 2) ophør af den kvæggræsning, der er nødvendig for at holde vegetationen i vandhullerne nede, et problem der forstærkes af den planlagte reduktion af den danske kvægbestand. Af disse grunde er der risiko for, at arten forsvinder fra hovedparten af sine ynglelokaliteter i løbet af nogle årtier. Arten kan give problemer i forbindelse med anlægsarbejde, da den ofte tiltrækkes af anlægsaktiviteter og yngler i midlertidige vandsamlinger som kan opstå på og ved byggepladser.

### 13.2 Levevis

De flotte farver med grønne pletter på lysegrå baggrund er bemærkelsesværdige; heraf navnet grønbroget tudse. Dette navn giver dog problemer i det sydøstlige Danmark, hvor grøn frø er meget almindelig og udbredt. Når lokale personer hører ordet "grønbroget tudse", tænker de på grønne frøer, som er brogede, vortede og tykke, og det gør det svært at skabe forståelse for, at der er tale om en truet art. Her fungerer et navn, der henviser til kvækkelyden meget bedre. Kvækningen lyder som fløjtetriller, og deraf navnet fløjtetudse. Det navn har fungeret fint ved efterlysning af arten gennem radioen.

Arten yngler i vandhuller med lav eller ingen vegetation langs bredden. Her sidder hannerne og kvækker på lune forårsaftener. Uden for yngletiden lever



den på land, ofte på ret tørre og bare steder, nær bebyggelse hvor den gemmer sig om dagen og kommer frem i fugtigt vejr om natten.

Grønbrogede tudser overvintrer fx i huller i jorden. De har ikke nogen fast dvale; så snart temperaturen er et par grader over nul, kan de komme frem og sidde ved indgangen til hullet. I slutningen af marts eller i begyndelsen af april er vejret blevet så varmt, at alle tudserne regelmæssigt forlader hullerne for at søge føde. Det er dog først ved lidt højere temperaturer, at de helt forlader overvintringsstedet.

Forårvandringen til ynglestedet sker som regel fra sidst i marts til slutningen af maj. Vandringen sker om natten. Der skal være lunt, stille, fugtigt vejr (Rich 1996). Hannerne vandrer som hovedregel før hunnerne. Under deres vandring kan tudserne også svømme igennem saltvand.



**Figur 13.2.** Forskellige ynglesteder for grønbroget tudse. Øverste række: 1) Vandhul på afgræsset strandeng (Roden Fed på Lolland). Fotograferet d. 26. juni. På det tidspunkt var saltholdigheden 8,6‰, og der var mange haletudser i vandet. Foto Kåre Fog. 2) Ynglevandhul for grønbroget tudse ved en gård på Bornholm. Arten yngler gerne i damme og vandhuller uden undervandsvegetation, med lav vegetation omkring og gerne med stensætninger langs bredden, ved enkeltliggende gårde som på Bornholm, eller i gadekær som på Sjælland. Foto: Kåre Fog. Nederste række: 3) Ynglested i flisebelagt afvandringsgrøft på Avedøre Holme, Hvidovre. Foto: John Frisenvænge. 4) Ynglested i nyopstået vandhul på opfyldt område i Københavns Nordhavn. Foto: John Frisenvænge.

Ynglelokaliteten kan ofte ligge så langt som 1 km eller mere fra det sted, hvor tudserne opholder sig resten af året. Hannerne vandrer til ynglestedet om foråret, gerne sidst i marts eller i april, og når frem til ynglelokaliteten, hvor de om dagen holder sig skjult på land nær bredden. Hvis hannerne finder et helt nyt ynglested, fx en ny markoversvømmelse, kan de ved deres kvækning lokke hunner og andre hanner til.

Grønbroget tudse er en pionérart, der opsøger helt nye eller tidvise vandsamlinger; vandsamlingerne skal dog holde vand til ind i juli måned, for at haletudserne kan nå at gennemføre deres udvikling og gå på land. Den kan yngle i permanente lokaliteter, hvis de ikke gror til; det drejer sig især om vandhuller, der afgræsses effektivt af køer eller heste. Det er generelt for grønbroget tudse, at den opsøger de levesteder, hvor den er mest muligt fri for konkurrenter og prædatorer. Arten opholder sig i alle livsstadier på steder, der er så bare og vegetationsløse som muligt

Vandfladens størrelse kan være vidt forskellig. Der kendes ynglelokaliteter i størrelsen fra 2 m<sup>2</sup> op til 5 ha. Tudserne kan også yngle i kanten af brakvandslaguner, hvis vegetation og lavvandede områder giver en beskyttelse mod, at der trænger fisk ind. Hvad der er fælles for alle disse lokaliteter, er for det første, at de er fuldt solbeskinne. For det andet, at de er relativt ugæstfrie miljøer for mange andre dyrearter. Det betyder, at tudseyngelen er mere eller mindre fri for konkurrence fra andre padders yngel, og at der er relativt få prædatorer, fx få eller ingen stor vandsalamander, og få eller ingen fisk. På nogle små øer og andre steder, hvor konkurrencen fra andre paddearter er reduceret, kan arten også findes ynglende i vandhuller med mere vegetation, hvis disse kan blive opvarmet tilstrækkeligt af solen.

Grønbrogede tudser tåler ret højt saltindhold i brakvandshuller; også dét gør det muligt for dem at undgå konkurrenter og prædatorer. Tolerancen over for salt varierer dog noget fra bestand til bestand. Som hovedregel tåler æg op til 7 ‰ (Fog 2015), men i Blekinge er det fundet æg aflagt ved 9 ‰ salt; senere kom der regn, som fik saltholdigheden til at falde (Prøjts 2011). Ved fordampning kan saltpåvirkede ynglelokaliteter blive mere salte end det omgivende havvand sidst i haletudsernes udviklingsperiode. På Saltholm er der om sommeren fundet fåtallig yngel af grønbroget tudse ved 15,1 ‰ saltholdighed – i maj var saltholdigheden i samme vandhul dog kun 3,4 ‰, medens overfladevandet i Øresund typisk er 11-12 ‰ (Frisenvænge og Hesselsøe, 2001). På Sprogø blev der ved et uheld udledt saltvand til et yngle vandhul under anlægsarbejdet til Storebæltsforbindelsen. Tudserne forsøgte først at yngle i dette vandhul, da saltholdigheden var faldet fra over 10 ‰ til under 8 ‰ (Hesselsøe og Frisenvænge 2001).

Permanent høj saltholdighed i et vandhul gør det uegnet som ynglested for arten, da yngelen så ikke vil kunne udvikle sig. Derimod vil grønbroget tudse ofte kunne klare sig på steder, der i april kun er svagt brakke som følge af snefald eller regn før ynglesæsonen, hvorpå saltholdigheden stiger som følge af fordampning under haletudsernes udvikling. Der kan på nogle kystlokaliteter være en hårfin balance, afhængigt af nedbørsmængder, havniveau og hyppighed af storme.

Ligeledes er der visse steder, hvor tudserne yngler med succes i stærkt forurenede vand, fx bassiner med møddingsvand.

Tudserne kvækker når vandet om aftenen er mindst 9-10 °C varmt (Fog et al. 2001). Tudser, der lever spredt i terrænet, vil kunne høre kvækkende hanner op til flere km væk og vandrer efter lyden. Ofte er der størst aktivitet omkring 1. maj eller i starten af maj, men æglægningen kan også kulminere i april. Det afhænger både af vejret og af mængden af egnede ynglesteder. Under særlige vejrforhold kan de yngle så sent som langt hen i juni, eller endog ind i juli, hvis der opstår egnede ynglemuligheder.

Mærkningsforsøg har vist, at de fleste hanner opholder sig nogle få uger til en måned ved ynglelokaliteten; men der er også hanner, som kun er til stede en enkelt eller nogle få aftener. I et tilfælde blev en han set i et vandhul én nat og 14 døgn senere blev den set i et andet vandhul (Amtkjær 1995). På Sprogø viste mærkninger over flere år, at hanner ofte skiftede mellem nærtliggende vandhuller, mens der sjældent skete vandringer imellem to adskilte grupper vandhuller – selv når hannerne fra de to yngleområder havde samme sommeropholdssted (Frisenvænge og Hesselsøe 2009).

En given han kvækker dog kun en mindre del af tiden hvor den opholder sig i vandet. Man kan derfor ikke forvente, at de fleste hanner kvækker samtidig. Ofte holder tudserne op med at kvække lidt efter midnat. De bliver dog stadig siddende en time eller mere i vandkanten. I kølige nætter, hvor det ikke er helt varmt nok til at tudserne kvækker, vil de også ofte alligevel sidde i vandkanten. Det sande antal hanner ved en ynglelokalitet kan med forsigtighed estimeres til 2 gange det antal hanner, der ses ved direkte observation i ynglestederne; det fremgår af præcise undersøgelser af et indhegnet vandhul, hvor det totale antal tudser kendes (Rich 1996). Hunnerne kommer kun ned til ynglelokaliteten, når de er parate til at parre sig og lægge æg. Der er formentlig en del hunner, som bliver på deres landlevested og slet ikke kommer til ynglelokaliteten i hver sæson (Amtkjær 1995). Det forklarer måske, hvordan det går til, at hvis forsommeren er tør, og der kommer kraftig regn senere på sommeren, så er der stadig hunner, som har æg at lægge på det sene tidspunkt.

Efter endt parringsaktivitet vandrer tudserne bort fra ynglelokaliteten til egnede opholdssteder på land, ofte samme sted som de har benyttet i de foregående år. Mærkningsforsøg af 8 tudser på Samsø viste, at én blev ved vandhullet medens de 7 øvrige vandrede til opholdssteder mellem 175 og 939 meter – med et gennemsnit på 500 meter) fra ynglevandhullet (Rich 1995). Vandringeren starter på en nat med vådt vejr, men fortsætter de følgende nætter selvom de er tørre. Mange års undersøgelser på Sprogø viser, at der kan gå nogle uger fra, at hannerne forlader ynglestedet, til de fleste har indfundet sig på sommeropholdsstedet.

Æggene lægges fra sidst i april, men oftest i maj; der kan være stor variation fra år til år på grund af variationer i vejrforholdene; der skal være faldet vand nok til at give en tilstrækkelig vandstand i ynglelokaliteten, og hvis det ikke er tilfældet, venter tudserne på kraftig regn. Der kendes tilfælde hvor æggene først er lagt i juli, med 22. juli som den seneste dato (Fog 2015).

Æglægningen begynder midt om natten, efter at hannen og hunnen er gået i parring. Antallet af æg er større end for andre tudsearter (op til 20.000 æg), og æglægningen varer som regel over 12 timer. Æggenes klæknings-tid varierer fra ca. 2 døgn ved høje vandtemperaturer (26 °C) til ca. 9 døgn ved lave temperaturer (14 °C) (Kowalewski 1974). I Danmark vil man i en lun vejrperiode typisk konstatere en klækningstid på ca. 3 døgn. Derefter følger en periode på 2 til 8 døgn, afhængigt af temperaturen, hvor larverne sidder på ægsnorene uden at indtage føde (Kowalewski 1974).

De nyklækkede larver ligger på ynglelokalitetens bund eller hæftet til græstængler, på lavt vand, hvor vandet hurtigt kan varmes op af solen. Efter en uges tid søger de længere ud i lokaliteten og svømmer mere aktivt rundt. Midt i deres udvikling opholder de sig typisk på bunden helt ude i midten af lokaliteten; ofte svømmer de i stimer. Hen mod slutningen af udviklingen søger

de igen ind mod lavere vand. Der kan dog være lokale afvigelser fra dette mønster, afhængigt af ynglelokalitetens karakter.

Mange prædatorer efterstræber haletudserne. Det gælder stor vandsalamander, grøn frø, fisk fx karusser og hundestejler, flodkrebs, ænder og måger. Den største prædation kommer fra stor vandsalamander og fisk. Hvis bestandene af disse prædatorer er stor, overlever ingen haletudser. Haletudserne kan somme tider have held til at undgå prædatorer ved at søge i sikkerhed, enten på meget lavt vand, hvor prædatorerne ikke kommer ind, eller i tæt vandplantevegetation, eller mellem sten. Som hovedregel lykkes ynglen ikke, hvor der er fisk, uanset hvilke arter af fisk, der er tale om. Visse steder er måger en væsentlig prædator. Hvis først en flok måger har fået øje på haletudserne, bliver de ved og ved med at fiske efter dem, indtil de har ædt næsten alle.

Fiskehejren kan være en voldsom prædator af grønbrogede tudser på ynglestedet. En hejre kan æde talrige tudser på en dag, og det forekommer, at den slår flere tudser ihjel, end den kan æde. Der kendes bestande, der øjensynlig holdes nede på et meget lavt niveau på grund af prædation fra fiskehejre. I tillæg efterstræbes de voksne tudser af gedder og måger.

Haletudsernes føde består hovedsageligt af alger, der er fastgjort på sandkorn og andre små partikler. De kan også afgræsse overflader og dødt organisk materiale (inklusive døde haletudser). Haletudserne opholder sig et sted mellem bunden og de frie vandmasser.

Når de forvandler sig til tudser, går de på land, hvilket kan ske døgnet rundt. I tiden indtil første overvintring vokser de til en størrelse på 20-30 mm. I en tysk undersøgelse (Flindt og Hemmer 1970) var dyrene næste år i juni 20-45 mm lange. Det er typisk, at de nyforvandlede tudser, som vandrer væk fra et strandengsvandhul, straks vandrer flere hundrede meter væk, og meget ofte styrer imod bygninger, som de kan se i horisonten. Her opholder tudserne sig fx i forfaldne ladebygninger og fouragerer langs husmurene. De kan opholde sig på strandenge, hvis der er nogle tørre knolde med mere bar jord, og de kan opholde sig på stensætninger langs havet, kan også fouragere på opskyllet tang på strandbredder, hvor de fanger tanglopper

Der går flere år, inden de nyforvandlede tudser bliver voksne og kønsmodne. Undtagelsesvis kan det vare 2 år; men oftest tager det 3, eventuelt 4 år (Fog et al. 2001, Fog 2015). I naturen når kun få dyr en alder på 7 år eller derover (Fog et al. 2001).

På land ligger tudserne i dagtimerne i skjul på steder som huller i jorden, mellem sten i stengærder, i stenbunker eller under henkastede plader, brædder, tæpper, plasticfolier eller andet lignende materiale. Inde i bygninger kan de i visse tilfælde kravle op ad ru vægge, op langs dørkarme, og endog ind i skabe. De er dygtige til at komme ind over sokkelen til drivhuse.

Tudserne kommer frem og fouragerer i lune, stille, fugtige nætter, og især i regnvejr. Grønbrogede tudser fouragerer primært i åben vegetation med meget bar jord (men ikke ret meget på græsarealer), hvor de lever af insekter og andre invertebrater.

Ved overvintring skal grønbrogede tudser have mulighed for at søge frostfri dybde, da den ikke tåler frost. Og overvintringsstedet skal være tørt.

Der er generelt en hurtig omsætning i bestande af grønbroget tudse. Det sås blandt andet ved gentagne fangst-genfangstundersøgelser på Sprogø i perioden 1996-2001 hvor ca. 40 % af de voksne individer årligt døde (Hesselsøe og Frisenvænge 2001).

### **Levested gennem hele livscyklus for alle livsstadier**

Det er generelt for grønbroget tudse, at den opsøger de levesteder, hvor den er mest muligt fri for konkurrenter og prædatorer. Arten opholder sig i alle livsstadier på steder, der er så bare og vegetationsløse som muligt. Et eksempel er, at den gerne yngler i markoversvømmelser.

Der kendes eksempler på, at grønbroget tudse yngler i vandsamlinger, der er definerede habitattyper. Talrige ynglesteder befinder sig i naturtypen 1330 Strandeng, og nogle i naturtypen 6410 Tidvis våd eng. Enkelte befinder sig i naturtypen 1150 \*Kystlaguner og strandsøer – men under forudsætning af, at bredderne er afgræssede, at saltholdigheden er lav nok, og at der ikke er fisk, i hvert fald ikke større fisk. Ud af de kendte ynglesteder i Danmark kan måske et par procent regnes for at tilhøre den naturtype.

Ynglestederne omfatter især afgræssede vandhuller på strandenge, i enge, på overdrev, i kvæg- eller hestefolde, men også gadekær. Andre eksempler på ynglesteder er:

- vandhuller i grusgrave og andre råstofgrave
- større oversvømmelser, især markoversvømmelser hvor der er pløjet helt til kanten
- vandhuller med befæstet bund af beton, asfalt, eller fliser
- grøfter med befæstet bund af beton, asfalt, eller fliser
- gadekær og andre vandhuller medstensatte eller bare kanterstensatte vandhuller på gårdspladser
- forede havebassiner og bassiner ved bebyggelse overløbs- og regnvandsbassiner
- slambassiner
- vandhuller med andeopdræt, forudsat at ællingerne først sættes ud i juli
- klippevandhuller ved kysten (Bornholm, Christiansø)

Hvad der er fælles for alle disse vandhuller, er for det første, at de er fuldt solbeskinnede. For det andet, at de er relativt ugæstfrie miljøer for mange andre dyrearter.

Det er vigtigt at forstå, at ynglelokaliteten ikke kan være et sted med fremadskridende tilgroning. Man kan således ikke bevare arten ved at bevare bestemte habitattyper, der overlades til naturlig tilgroning.

Heller ikke i landfasen opholder grønbroget tudse sig mest i definerede naturtyper. Fourageringsområder er bl.a.:

- stenede strandbredder ogstensætninger langs stranden
- grusstier, asfaltstier og asfaltveje
- langs husmure
- flisebelægnings
- parkeringspladser, opmarchbåse ved færgenhavne
- jernbaneterræner
- områder med bar eller sparsomt bevokset jordbund

Tudserne fouragerer som regel ikke på græsarealer med højere urtevegetation, hvor de ikke kan få øje på deres byttedyr. Der kendes eksempler på at tudserne fouragerer i naturtyper som 1150 \*Kystlaguner og strandsøer, på stenede strandbredder og stensætninger langs stranden, som stedvis kan være 1210 Strandvolde med enårige planter, i områder med bar eller sparsomt bevokset jordbund fx på 1330 Strandeng, 6410 Tidvis våd eng, 6120 \*Tørt kalksandsoverdrev, 6210 Kalkoverdrev, og 6230 \*Surt overdrev. Men igen: Man kan ikke bevare arten ved at bevare bestemte habitattyper, der overlades til naturlig tilgroning.

Det er typisk, at de nyforvandlede tudser, som vandrer væk fra et strandengsvandhul, straks vandrer flere hundrede meter væk, og meget ofte styrer imod bygninger, som de kan se i horisonten. Her opholder tudserne sig fx i forfaldne ladebygninger og fouragerer langs husmurene, dvs. de opholder sig netop på ikke definerede naturtyper. De kan opholde sig på strandenge, hvis der er nogle tørre knolde med mere bar jord, og de kan opholde sig på stensætninger langs havet, som muligvis stedvis kan have karakter af 1230 Kystklint og -klippe. De kan også fouragere på opskyllet tang på strandbredder, hvor de fanger tanglopper.

De steder, hvor tudserne skjuler sig om dagen, er som regel ret bare, tørre eller solåbne. Det kan f.eks. være:

- sydvendte skrænter med passende huller
- stengærder, jorddiger, eller andre ikke for skyggede markskel
- i møddinger
- stensætninger og stenhøje i haver
- terrasser, fx under en parasolfod eller blomsterkummer, og især meget ofte i sandet under de mest sydvendte fliser
- gemmesteder langs husmure, ofte ved nedløbsrør
- drivhuse, store eller små, især ofte små havedrivhuse
- stalde
- kældre, skure, udhuse, garager eller værksteder
- undertiden inde i boliger, i et tilfælde endog bag panelet i stuen
- betonkonstruktioner, hvor der er sprækker i jordhøjde
- stenbunker og andet henkastet materiale på forladte industrigrunde og lignende
- kystsikring med kampesten

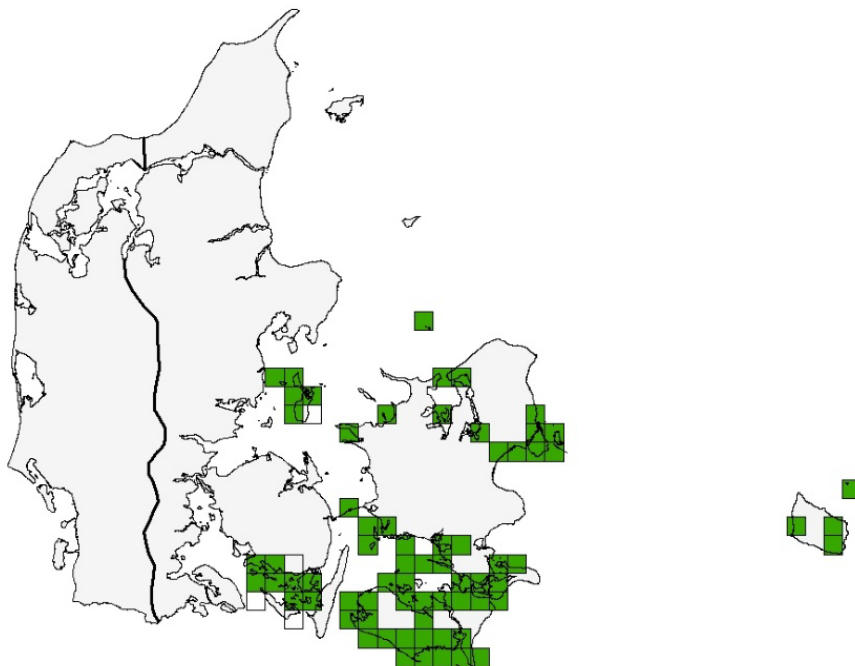
Listen er ikke udtømmende. I princippet kan tudserne skjule sig overalt, hvor de kan komme ind i uforstyrrede hulrum. Det afgørende er derfor den strukturelle variation.

Tudserne overvintrer på lignende steder som deres skjulesteder i sommerhalvåret. Ved overvintring skal grønbroget tudse have mulighed for at søge frostfri dybde, da den ikke tåler frost. Og overvintringsstedet skal være tørt.



### 13.3 Udbredelse

**Figur 13.3.** Forekomst og udbredelse af grønbroget tudse i kvadrater på 10 x 10 km<sup>2</sup> ved den nationale overvågning fra 2004 til og med 2021. Grøn firkant angiver kvadrat med fund af arten, og åben firkant angiver undersøgt kvadrat uden fund. Grænsen mellem den atlantiske og den kontinentale biogeografiske region er vist på kortet med en sort streg. I figuren er også inkluderet visse andre fund af arten i perioden.



I Europa har den grønbrogede tudse en kontinental udbredelse. Det gælder også i Danmark, hvor den er udbredt mod øst, og mangler helt i Jylland.

I NOVANA-overvågningen fra 2004 til og med 2021 er grønbroget tudse fundet i 53 kvadrater. Vær opmærksom på, at der i den ekstensive NOVANA overvågning eftersøges kvækkende hanner og yngel typisk 4 steder for hver art i hvert 10 x 10 km<sup>2</sup> kvadrat. Det betyder at hvis en større del af et kvadrat er egnet for grønbroget tudse, er det meget sandsynligt, at den findes ynglende flere steder end de undersøgte. Til udbredelseskortet, figur 13.3, bemærkes at arten, fra sin forekomst på Hesselø med held er udsat på Halsnæs (ved Hundested). Den er muligvis nu uddød på Neksøl og ved Roskilde. På Orø er den uddød, men genudsat. Aktuelle fund af arten kan findes ved opslag i arter.dk og hvis man har samarbejdsaftale den private naturbasen.dk.

Den oprindelige udbredelse omfatter øer i Kattegat (Endelave, Tunø, Samsø, Hesselø, muligvis Læsø), samt store dele af Fyn, Det sydfynske Øhav, næsten hele Sjælland og alle øerne syd for Sjælland, samt Bornholm og Christiansø (Fog 2015). Den er nu uddød i det meste af dette område og fx forsvundet fra det meste af Fyn og Sjælland.

#### Spredningsevne

Registreringer af tudser på land i nærheden af store ynglebestande viser at man kan finde dem i betydeligt antal op til ca. 3 km fra ynglestedet, med kun enkelte fund længere væk (Fog 2015). Vandrende nyforvandlede tudser er set op til ca. 4 km fra ynglestedet (Frisenvænge og Hesselsøe 2003). Mærkede tudser, som eksperimentelt er flyttet væk fra deres opholdssted, har vist sig i stand til at finde hjem fra afstande på op til 5 km (på Saltholm) (Bang 1948). Spredningen afhænger i høj grad af terrænet og nyere undersøgelser fra Københavns Nordhavn peger på, at 90 % af bestanden opholder sig inden for 290 m fra nærmeste ynglested (Hesselsøe et al. 2022).



## Kolonisering

Den store spredning giver gode muligheder for at tudserne kan finde og kolonisere nye ynglesteder på afstande op til i hvert fald 3- 4 km, hvis der ikke er barrierer i landskabet som fx befærdede veje og tæt bebyggelse. Tudser, der lever spredt i terrænet, vil kunne høre kvækkende hanner op til flere km væk og vandrer efter lyden.

Arten er som regel meget fleksibel m.h.t. at flytte ynglelokalitet, når gamle lokaliteter forsvinder, og nye opstår andre steder i nærheden. Det fremgår f.eks. tydeligt af Bilag 1. Især på steder, hvor arten har store bestande og stor ynglesucces, har den stor evne til at kolonisere nyopståede levesteder. Dette er bl.a. observeret på Samsø og på Svinø på Sydsjælland.

Koloniseringsprocessen illustreres tydeligt af forekomsterne nordvest for København i 1970'erne og 1980'erne (pers. obs. K. Fog), hvor arten ynglede nogle få steder i gadekær og markoversvømmelser, og ellers mest i grusgrave. I 1975 fandtes den kun få steder med flere km's mellemrum, og næsten kun i grusgrave. I 1975 var en ny grusgrav formentlig lige blevet koloniseret, idet der kun var 1-2 dyr; allerede året efter (1976) var der et talstærkt kor; koloniseringen er med størst sandsynlighed sket i retningen fra sydvest mod nordøst fra en lokalitet 3,5 km derfra. To lokaliteter, 2 km endnu længere mod nordvest, en markoversvømmelse og en ny grusgrav, blev først koloniseret i 1981; da var der en han på hver af de to lokaliteter. To år senere, i 1983, havde de også her formeret sig kraftigt op, med ca. 20 hanner i markoversvømmelsen. I mellemtiden var de forsvundet igen fra den grusgrav, der var nykoloniseret tilbage i 1975, og i stedet havde de straks koloniseret en anden nyopstået grusgrav 1 km derfra.

Etableringen af Øresundsforbindelsen omkring år 2000 førte til etablering af nye landområder på østkysten af Sjælland og Amager, samt en ny ø, Peberholm, i Øresund. Alle disse områder blev i løbet af få år koloniseret af grønbroget tudse, der hurtigt opbyggede store bestande.

Tudserne kan svømme i havvand og kan også kolonisere øer og halvøer på afstande op til i hvert fald 8 km.

Koloniseringer over så store afstande forudsætter dog, at moderbestanden er stor og trives.

## 13.4 Registrerings- og overvågningsmetodikker

Grønbroget tudse kan registreres på følgende måder:

- Lytning efter kvækkende hanner
- Visuel optælling af ynglende dyr
- Registrering af lagte ægstreng
- Registrering af haletudser ved ketsjning
- Registrering af nyforvandlede tudser
- Registrering af fødesøgende dyr på veje og stier
- Registrering af tudser der gemmer sig på typiske gemmesteder
- DNA-undersøgelser
- Efterlysning i radio eller andre medier

## Registrering i yngletiden

Grønbrogede tudser er relativt lette at registrere om aftenen/natten i yngletiden, da de kvækker højt. Kvækningen kan være så svag, at den kun kan høres ca. 200 m væk; men ofte er den så kraftig, at den kan høres op til 1 km væk, undertiden op til 2 km. Når ynglelokaliteten med kvækkende hanner er lokaliseret, kan man forsøge at optælle antallet af yngle aktive hanner ved at lytte til dem. Man kan sjældent bedømme antallet alene ud fra lyden. En optælling af antallet af hanner kræver som regel, at man vader hen langs kanten af lokaliteten og lyser på tudserne med en lommelygte (Fog 2015).

Det skal understreges, at pålidelige registreringer kræver optimalt tidspunkt og optimale vejrforhold. Hvad der er optimalt, afhænger af, hvordan vejret har været i den forudgående del af foråret.

Registrering af ægstrengene kan ikke anbefales til rutine-eftersøgning, da ægstrengene er svære at finde, da de klækker efter få dage, og da de kan være svære at adskille sikkert fra ægstrengene af andre tudsearter.

Om der er ynglesucces, kan tjekkes ved at søge efter haletudser. Kort efter at æggene er klækket, kan man ofte have held til at se store ansamlinger af nyklækkede haletudser på bar bund på lavt vand tæt ved bredden; i det stadie kan de ikke artsbestemmes morfologisk, men kun ud fra viden om yngletidspunkt og hvilke arter, der er til stede på lokaliteten. Senere søger haletudserne ofte ud på dybere vand midt i ynglelokaliteten, hvor de kan være svære at registrere. Hen mod slutningen af deres udvikling er de igen ofte tættere ved bredden, hvor man kan fange dem med ketsjer. Det er mest effektivt at anvende en ketsjer med flad side, som kan føres tæt hen over bunden.

Ynglesucces kan også dokumenteres, hvis man har held til at inspicere ynglelokaliteten lige når de små tudser går på land. Hvornår præcis det sker, kan dog være vanskeligt at forudsige. Man kan lægge træplader ud, som de små tudser gerne vil sidde under, efter at de er gået på land.

DNA-spor fra grønbrogede tudser i vandet kan detekteres med flere forskellige metoder. DNA-metoderne været anvendt flere gange til at eftersøge vandhulsorganismer i Danmark (Hesselsø et al. 2015, 2017, 2019). DNA-metoderne kan i hovedsagen anvendes til at påvise forekomst af en eftersøgt art. Grønbrogede tudser kan godt finde på at begive sig ned til vandet uden for yngletiden for at "drikke" vand eller for at søge føde på bredden, hvorved der kan blive afsat DNA-spor uden aktuel yngleforekomst. DNA-spor kan heller ikke fortælle, om arten lykkes med at yngle. Hvis der kun tages én vandprøve for at eftersøge DNA-spor af grønbroget tudse, kan et negativt resultat ikke anvendes til at afvise artens forekomst i en bestemt sø.

I Guldborgsund Kommune er arten med stort udbytte blevet efterlyst i en lokal radioudsendelse, hvor artens kvækkelyd blev afspillet. Dette gav mange henvendelser fra lokale borgere. Angivelserne blev tjekket ved besøg hos borgerne, og i samtlige tilfælde kunne artens tilstedeværelse bekræftes. Ofte var der tale om hidtil ukendte forekomster. Denne metode kan forventes netop at være særlig velegnet til denne art, som ofte opholder sig ved private boliger, hvor den vanskeligt kan registreres uden kontakt til beboerne.

## Registrering i landfasen

Ved at køre omkring på vejnettet kan man finde tudserne i lyskeglen fra køretøjet, og på den måde få et indtryk af deres udbredelse i landskabet. Eller man kan med lommelygte afpatruljere egnede områder til fods.

Der er også en betydelig chance for at registrere tudserne på de mest oplagte skjulesteder, så som i sandet under terrassefliser, eller i tørvesmuldet i plastic-sække i drivhuse. Sidstnævnte sted får man dem frem ved at vande substratet.

## 13.5 Trusler mod arten

Der er en række trusler mod grønbroget tudse:

- Reduceret dynamik
- Ødelæggelse og forringelse af ynglesteder
- Udsætning af fisk og ænder
- Prædatorer i landfasen
- Tilgroning af ynglelokaliteter som følge af ophørt driftspåvirkning
- Ophør af græsning
- Eutrofiering af ynglelokaliteter
- Dræning af markoversvømmelser
- Saltvand, hyppigere storme og havvandsstigninger
- Ødelæggelse af rasteområder ved reduktion af strukturel variation
- Driftsændring og tilgroning i grusgrave
- Trafik, bygge- og anlægsarbejde
- Byudvikling og sanering af bygninger
- Infrastrukturprojekter

### Reduceret dynamik

Grønbroget tudse er tilpasset naturligt dynamiske landskaber, fx uregulerede kyster med bølgepåvirkning, erosion og landdannelse. Det er ikke muligt at adskille en "naturtilstand" fra kulturlandskabet, der i århundreder har været præget af intensiv husdyrgræsning, etablering af græsningsvandhuller og gadekær og senere også råstofgravning. I nyere tid har inddigning, byspredning, øget næringspåvirkning og omlægning af landbrug fjernet mange tidligere ynglesteder og i højere grad gjort grønbroget tudse afhængig af mere aktive forandringer i landskabet, fx gentagen landvinding. Dette gør arten ekstra afhængig af den rette dynamik i landskabet. Dette er en generel trussel mod arten i alle slags landskaber, hvor den findes.

Reduceret dynamik er en væsentlig trussel mod bestande af grønbroget tudse, da dette medfører øget tilgroning af landlevesteder og ynglelokaliteter. På den anden side kan øget "dynamik" også være en trussel mod arten. Det er et spørgsmål om tempoet og det geografiske omfang.

### Ødelæggelse og forringelse af ynglesteder

Mange af grønbroget tudses ynglesteder er lavvandede. Mindre ændringer i hydrologiske forhold kan have store konsekvenser. Dræning, grøftning eller øget vandindvinding kan forhindre regnvand i at ligge i de ca. 8 uger, det kræver for grønbroget tudse at gennemføre yngling. Det samme kan udjævning af mindre terrænvariation.

Lokaliteter kan også blive uegnede som ynglesteder for grønbroget tudse ved uddybning og etablering af mere stejle brinker eller ved plantning af træer på

bredden. Sådanne ændringer foretages ofte, når man ønsker at gøre et tilfældigt opstået vandhul til et permanent vådområde, fx med jagtmæssig eller rekreativ funktion.

### **Udsætning af fisk og ænder**

Det vil som oftest føre til udryddelse af en lokal bestand af grønbroget tudse, hvis der udsættes fisk, fx karusser, i en ynglelokalitet. Gedder kan æde de voksne tudser, når de kommer ned i vandet for at yngle. Danmarks største bestand af grønbrogede tudser, med ca. 10.000 individer (ved Stege på Møn) blev udryddet af udsatte gedder (Fog 2006). Udsætning af ørreder i grusgravssøer har ført til udryddelse af en del bestande.

Det vil føre til samme resultat, hvis der anlægges grøfter eller drænrør, hvorigennem mindre fisk, især hundestejler, kan indvandre til ynglelokaliteten. Oversvømmelser, der bringer fisk ind i ynglelokaliteten, har samme virkning.

Flodkrebs vides at kunne æde tudsehaletudser, og da haletudser af grønbroget tudse mest opholder sig ved bunden, må det formodes, at udsatte flodkrebs og de invasive signalkrebs kan være en væsentlig trussel.

Endelig kan udsatte ænder æde haletudserne. Hvor der er mange ænder, mens haletudserne er midt i deres vækstfase, vil ingen haletudser overleve. Men hvis ænderne først sættes ud som store ællinger hen i juli måned, kan nogle haletudser undslippe og nå at gå på land som nyforvandlede tudser. Der kendes et eksempel, hvor en naturligt stor bestand af ænder holder vegetationen i vandhullet så meget nede, at de bevarer vandhullet som egnet til ynglende grønbroget tudse. Men det er en skrøbelig balance. Intensivt andehold vil med tiden eutrofiere vandhullet i en grad, så dets funktion som ynglested ophører.

### **Prædatorer i landfasen**

Rotter er formentlig en væsentlig trussel.

Nekselø havde for få år siden en meget tæt bestand af grønbrogede tudser; nu er de så vidt vides fuldstændig uddøde på øen. Samtidig med dette er der kommet mange rotter på øen; da grønbrogede tudser og rotter i høj grad opholder sig de samme steder, kan rotterne mistænkes for at have udryddet tudserne. Det øgede antal snoge på øen er en anden mulig forklaring; men da rotter vides at kunne æde padder, og da der også er et eksempel på, at rotter helt har udryddet en bestand af en anden truet paddeart (løgfrø), er der grund til at være opmærksom på den mulige fare fra rotter.

### **Tilgroning af ynglelokaliteter som følge af ophørt driftspåvirkning**

Den største trussel overhovedet mod bestandenes overlevelse er tilgroning af ynglelokaliteterne. Som regel er græsning nødvendig for at forhindre denne tilgroning, og på grund af ophørt græsning bliver flere og flere ynglelokaliteter uegnede. Som hovedregel betyder tilgroning med røsump, at al yngleaktivitet ophører; det kunne løses med regelmæssig maskinel rydning af tilgroningen; men hvis denne plejeform ikke opretholdes, holder tudserne op med at yngle (Bilag 1). I forladte grusgrave gror ynglelokaliteterne som regel til med pilebuske, når driftspåvirkningen ophører. Når det sker, kan tudserne ikke længere yngle der.

Der kendes kun en enkelt undtagelse, hvor grønbroget tudse fortsat yngler med held i et vandhul, hvor bredderne er tæt tilgroet med høj rørskov. Tilgroning med noget lavere vegetation (strandkogleaks), kan arten lidt bedre klare.

### **Ophør af græsning**

Det har i mange år været et problem for bevaring af gode ynglevandhuller, at det er svært at skaffe græsning. Det problem bliver sandsynligvis endnu meget større i de kommende årtier, idet det kan forventes, at man vil reducere det samlede metanudslip fra kvæg og får i landbruget, især ved at pålægge CO<sup>2</sup>-afgifter per dyreenhed. Bedrifter med fritgående dyr er de mest økonomisk følsomme, og afgræsning af naturarealer kan blive forbundet med så store omkostninger, at det må opgives.

En opgørelse af resultaterne af tiltag for grønbroget tudse i Storstrøms Amt (Fog 2006), viste følgende: Midt i 1990'erne blev der gjort en indsats i 22 vandhuller for hovedsagelig grønbroget tudse. Det drejede sig især om oprensning. 12 af disse vandhuller har siden da været helt eller delvis afgræssede. Alle disse vandhuller var ti år senere stadig gode ynglesteder for grønbroget tudse, og på mindst 7 af lokaliteterne havde grønbroget tudse overlevet. Ved 10 andre vandhuller var der ingen græsning, og her var tudserne forsvundet fra alle 10 lokaliteter. Dette illustrerer hvad der kan forventes at ske, hvis kvæget forsvinder de fleste steder i landskabet. Det vil formentlig føre til, at hovedparten af alle danske yngleforekomster af arten forsvinder.

Man må så forsøge at erstatte græsningen med maskinel slåning; men erfaringen med at få dette gennemført er indtil nu temmelig nedslående eksempelvis som beskrevet i Bilag 1.

### **Eutrofiering af ynglelokaliteter**

Grønbroget tudse tåler i visse tilfælde stærkt forurenet vand, f.eks. møddingsvand eller vandet i sukkerroefabrikernes slambassiner; men den tåler ikke alle former for forurening. Eutrofiering medfører tættere og mere kompakt vegetation i vandet, og under de forhold kan haletudserne få vanskeligheder. Der kan fx ret hurtigt udvikle sig så tætte måtter af trådalger, at haletudserne bliver fanget og låst fast i algemassen og omkommer der. Trådalger skygger belægninger af alger på partikler i sedimentet væk og fjerner dermed haletudsernes fødegrundlag. Eutrofiering kan også medføre for lavt iltindhold i vandet om natten, navnlig under måtter af trådalger.

### **Dræning af markoversvømmelser**

På nogle lokaliteter er tidvise markoversvømmelser grundet tilstoppede drænen den vigtigste ynglelokalitet for grønbroget tudse (Fog 2015, 2022). Ofte går der et år eller to år, inden landmanden får repareret drænene, og det giver tudserne 1-2 sæsoner til at formere sig i. Derefter gælder det om, at næste generation overlever længe nok til at de kan yngle, næste gang der opstår en markoversvømmelse et andet sted.

Det er selvsagt meget usikkert for en tudsebestand at være afhængig af, at der med få års mellemrum opstår nye markoversvømmelser, og dræning af disse kan derfor være en stor risiko for bestandens fortsatte eksistens på egnen.

Omvendt kan det også være en trussel, hvis oversvømmelsen bliver til en permanent vandsamling og jordbearbejdning ophører. På den næringsrige jord vil vandsamlingen hurtigt gro til med rørsump eller pilekrat, og så kan grønbroget tudse ikke yngle der længere. Den ovennævnte dynamik er afgørende for, at markoversvømmelser kan fungere som ynglemråder for grønbroget tudse.

### **Saltvand, hyppigere storme og havvandsstigninger**

Den grønbrogede tudse yngler i vandsamlinger med brakvand; men det stigende havniveau giver problemer. Der kommer oftere og oftere saltvand ind på strandene ved oversvømmelser i vinterhalvåret, og selv i de indre farvande kan det føre til saltholdighed i vandet på op til 20 ‰ eller mere. Under de forhold kan tudserne umuligt yngle.

Det globale havniveau stiger p.t. med 3-4 mm hvert år, og det betyder at risikoen for at der kommer saltvand ind i yngle-lokaliteterne under vinterstorme, er steget betydeligt. På flere småøer har der så langt tilbage, som vi har viden om, været store ynglebestande af grønbroget tudse. Det må betyde, at yngle-lokaliteterne i årevis har haft tilstrækkelig lav salinitet til at muliggøre ynglesucces. Men i de senere år er det sket stadig oftere, at der er kommet saltvand ind om vinteren. På Dybsø, en af de vigtigste tudselokaliteter i Sydøstdanmark, var der i ynglesæsonen 2019 kommet så meget saltvand ind, at saliniteten i ynglelokaliteterne var på 6,3-8,1 ‰. Det år kvækkede tudserne meget lidt, og de ynglede ikke.

På Tærø i Storstrømmen, var der for ca. halvtreds år siden enorme mængder af både grønbroget tudse og strandtudse. Siden dengang er det globale havniveau steget med ca. 13 cm, og en del mulige ynglelokaliteter er efterhånden blevet for salte. I 2014 var der gået saltvand ind i de to vigtigste vandsamlinger, som fik saliniteter over 15 ‰, og i 2017 endnu mere. Saliniteten disse steder er nu (2022) over 20 ‰; det betyder at tudserne igennem en årrække ikke har ynglet, og bestandene er nu uddøde.

På Skarø er havet brudt gennem et dige til en kystlagune, som tidligere var ynglested for grønbroget tudse og bestandene af arten er siden forsvundet.

### **Ødelæggelse af rasteområder ved reduktion af strukturel variation**

Fjernelse af stenbunker og lignende strukturel variation vil berøve tudserne rastesteder. Det sker fx ved "oprydning" af ruderatearealer forud for byggeudbygning eller anden "frisering" af arealer, hvor tudserne har indfundet sig. Tudserne begünstiges af en vis mængde "rod" i landskabet. Dette strider ofte mod æstetiske hensyn, så vel som andre hensyn. I Københavns Nordhavn faldt bestanden kraftigt i årene efter 2006, efter storstilet jordarbejde i området over en længere årrække.

Da grønbroget tudse ofte udnytter "fejl" i mure og andre strukturelementer som skjulesteder, kan tilmuring af sådanne også være en trussel mod arten. Hvis fx tudserne opholder sig mellem stenene i en stensætning omkring et gadekær, og man sætter cement i mellemrummene, kan levende tudser blive

muret inde, og i hvert fald kan tudserne i fremtiden ikke opholde sig mellem stenene ved gadekæret.

### **Driftsændringer og tilgroning i grusgrave**

I nogle egne var det tidligere sådan, at grønbroget tudse hovedsagelig levede i råstofgrave. Råstofgrave som grusgrave, lergrave, kalk- og kridtgrave og stenbrud var gode levesteder for grønbroget tudse, fordi der regelmæssigt blev skabt nye lavvandede ynglesteder når gravningen stoppede ved grundvandsstanden. I dag graves gruset op dybt under grundvandsspejlet og resultatet er dybe, stejlkantede søer, hvor grønbroget tudse ikke kan yngle.

Råstofgravens sparsomt bevoksede flader er et godt levested for grønbroget tudse. Råstofgravene er dog typisk kun egnede levesteder, så længe der stadig indvindes i dem og i en periode herefter inden tilgroning. Ved reetablering af råstofgrave, sker det som oftest at landskabet efterlades til tilgroning med pilebuske og førne af græs og stauder, eller det tilplantes; der sker desuden ofte terrænregulering og tildækning med overfladejord, hvorved stejle graveprofiler udjævnes, og området hurtigere gror til. Vandhullerne bliver typisk til en række større permanente søer, hvori der ikke sjældent etableres put-and-take fiskeri. Herved ophører områdets egnethed som yngle- og levested for grønbroget tudse.

### **Trafik, bygge og anlægsarbejde**

Da grønbrogede tudser særligt ofte vandrer på befæstede arealer, er de meget udsatte for trafikdrab. Det er den af alle vores paddearter, som relativt oftest findes trafikdræbt.

Vegetationsfrie områder tiltrækker tudserne. Det betyder fx, at de gerne vandrer ud på områder med bar jord på byggepladser. Om dagen vil de typisk grave sig ned i grusbunker, og om natten vil de være fremme. Aktiviteter som kørsel, gravning og materialeflytning vil kunne medføre væsentlig forøget dødelighed for bestanden. Byggepladser på steder med grønbrogede tudser udgør derfor ofte en trussel for arten.

### **Byudvikling og sanering af bygninger**

Tudserne opholder sig ofte i gamle bygninger, så som forfaldne landbrugs-ejendomme eller skure i havneområder. Sanering af sådant byggeri, hvor gamle bygninger nedrives, kan i værste fald føre til udryddelse af en bestand af arten.

På Farø i Storstrømmen var der en ekstremt stor bestand af grønbroget tudse. De opholdt sig især i en meget gammel, faldefærdig gård. Gården blev revet ned og erstattet af moderne murstenshuse. Da grønbroget tudse blev eftersøgt efter byggeriet, ved flere besøg om natten, var der ingen tudser tilbage overhovedet på hele øen. Formentlig har alle tudser overvintret i den gamle gård, og de er så døde på grund af byggeaktiviteter om vinteren.

Selv om grønbroget tudse ofte opholder sig ved bygninger og bruger befæstede områder, udgør byudvikling også en udfordring for arten. Grønbroget tudse forekommer i byområder typisk på havne- og erhvervsarealer, der er kendetegnet ved en stor arealandel med opmarch- og oplagspladser. Trafikken er typisk koncentreret i dagtimerne, hvor tudserne er mindst aktive.



Tudsernes forekomst i boligområder er typisk i små samfund, fx på småøer, med større ekstensivt udnyttede arealer. Ny byudvikling til boligformål indebærer derimod en høj arealanvendelse, der sammen med bygningernes skyggevirksomhed reducerer arealet af lysåbne områder. Dertil kommer øget risiko for trafikdrab på tudserne pga. øget brug af stier og veje til kørsel på alle tider af døgnet.

På befæstede områder vil tudserne ofte vandre langs ledelinjer som fx kantsten eller husmure; de er derfor i stor risiko for at omkomme ved at de falder igennem nedløbsriste eller ned i lysskakter.

Resterende ubebyggede arealer udvikles ofte til rekreative områder, der typisk udformes som parkarealer med græs, buske og træer. Denne landskabstype er for skygget og vegetationsrig til grønbroget tudse. De steder hvor arten overlever i bymiljøet er det i reglen ikke på arealer, der er anlagt med naturformål.

### **Infrastrukturprojekter**

Da grønbrogede tudser foretrækker levesteder med sparsom eller ingen vegetation, gerne ved kysten, lever de ofte ved trafik anlæg. De fandtes eller findes mange steder ved færgehavne og broanlæg. Derfor er det en af de paddearter, der oftest kommer i konflikt med infrastruktur anlæg. Hvis der igangsættes byggeprojekter, trues tudserne både i anlægsfasen og i driftsfasen. I anlægsfasen trues de, fordi de vandrer ud i byggefeltene, hvor de kan falde ned i udgravninger og brønde, eller hvor de gemmer sig i grusbunker, som snart efter håndteres af gravemaskiner. I driftsfasen trues de især fordi der vil være bil- eller togtrafik om natten, når tudserne er fremme.

## **13.6 Generelle og specifikke forvaltningstiltag**

Et generelt princip må være, at ved projekter som ikke kan føre til at forbedre artens levesteder, er det vigtigt at sikre så stor afstand som mulig fra de områder der påvirkes, til aktuelle registreringer af arten.

Hvis en bestand af arten alligevel påvirkes af et projekt, skal der findes forvaltningstiltag der forhindrer at bestanden samlet set skades af projektet. Der skal være en høj grad af sikkerhed for, at forvaltningstiltagene virker efter hensigten. Det er vigtigt at overvåge effekten af kompenserende tiltag. Dels med henblik på at opsamle erfaringer og dokumentation til andre projekter. Men særligt med henblik på at tilpasse, vedligeholde og optimere de udførte tiltag, så det sikres at de vedvarende fungerer efter hensigten. I de tilfælde hvor anlæg udgør bydende nødvendige hensyn til væsentlige samfundsinteresser, og der kan forventes stor påvirkning af arten, bør der altid sikres overvågning og opfølgning efter det gennemførte projekt. Uden aktiv opfølgning, overvågning og vedligehold, kan man ikke forvente at tiltagene vil virke efter hensigten.

### **Forvaltning af ynglevandhuller**

For at bevare en bestand af grønbroget tudse er det ikke tilstrækkeligt at forhindre ødelæggelse eller beskadigelse af ynglesteder. Tværtimod kan regelmæssig forstyrrelse ofte være nødvendig.

I fravær af naturligt dynamiske landskaber er grønbroget tudse afhængig af en vis mængde tilført dynamik i sine kulturpåvirkede erstatningslevesteder. Det værste man kan gøre ved artens ynglevandhuller, er at lade dem henligge

helt urørt. Da vil bredderne hurtigt gro til med rørsump eller pilekrat, og så vil tudserne holde op med at yngle. Hvis vandhullet er etableret som et afværgetiltag, vil denne tilgroning forhindre at tiltaget fungerer efter hensigten.

Det må understreges, at hvor der ikke er etableret græsning, kan en ynglebestand kun opretholdes ved hyppig, regelmæssig pleje af vandhullet.

Nogle steder kan man bevare den ønskede tilstand ved at vandhullets bredder afgraves med en gravemaskine hvert eller hver andet år, så de bare bredder bevares. Dette kan undertiden fungere, hvis ejeren har interesse og mulighed for dette. Erfaringen viser, at sådanne indgreb får tudserne til at komme i ynglestemning (Bilag 1). Ynglesteder i flisebelagte bassiner og drængrøfter kan somme tider holdes i egnet tilstand ved en regelmæssig almindelig vedligeholdelse, der fjerner opvækst af rørsump og resultat af tilmudring.

Der findes p.t. ikke en god løsning på, hvordan man kan organisere den nødvendige regelmæssige pleje (Bilag 1). At finde frem til en sådan løsning, vil muligvis være det af alle tiltag, som vil betyde mest for bevaring af artens udbredelse i Danmark.

Den bedste løsning er dog som regel at sørge for passende afgræsning. På Avernakø fra 1985-1995 var der en direkte sammenhæng mellem en stor bestand stigende fra 10 individer til over 500 individer ved etablering af 30 ha græsning omkring mange af kvækkevandhullerne (Briggs 2003). Nævnte undersøgelser viser endnu en gang, at græsning er absolut nødvendigt for at grønbroget tudse kan yngle.

Afgræsning med kvæg er bedst, især da kvæg er i stand til at trænge tilgroning med tagrør tilbage. Køer går ud i vandet og skaber en dynamisk påvirkning af sediment og planterødder som er gavnlig både i forhold til at holde vandhullet lysåbent og i forhold til at skabe substrat for epifytiske alger til haletudserne. Køernes tramp og gødning langs bredderne skaber en mosaik af små levesteder med fluer for de nyforvandlede tudser. Heste kan skabe lignende gode forhold, men de bedste resultater opnås med køer. Får er ikke egnede til afgræsning af ynglesteder for grønbroget tudse fordi de æder meget selektivt, ikke går ud i vandet og ikke skaber dynamik.

Hvis der er kommet fisk i et permanent vandholdende yngle vandhul, må fiskene fjernes. Det kræver meget stor omhu at fjerne fiskene 100 %, og det kræver også at der gøres en indsats for at forhindre genindvandring af fisk.

I grusgrave, hvor der er udsat ørreder eller lignende, kan man vælge at afspærre en mindre del af en sø ved at anlægge en dæmning på en måde, så der er fiskefrit inde bag dæmningen.

I øvrigt kan prædation på haletudserne, fx fra måger eller ænder, formindskes ved at man skaber hulrum mellem sten, hvor haletudserne kan flygte ind. Dvs. man anbringer stenbunker ude i vandhullet se Figur 4 (Frisenvænge og Hesselsøe 2021) eller man laver en stensat kant.

**Figur 13.4.** Stensætning i ynglested for grønbroget tudse på Sprogø. Stensætningen skaber skjulesteder for tudsernes yngel så prædation fra fugle begrænses (rasteområde) (foto: J. Fri-senvænge).



Generelt må bevaring af bestande af grønbroget tudse sikres ved en kombination af tiltag. I Det Sydfynske Øhav har man tidligere opretholdt forekomsterne ved at fastholde græsning på mange lokaliteter, og samtidig forøget bestandene ved oprensning af vandhuller og gravning af nye vandhuller (Briggs 2003). Den største fremgang sås, hvor der blev indført ny græsning. Indsatsen er ikke blevet fulgt op i en længere årrække, og situationen for grønbroget tudse i Det Sydfynske Øhav er stærkt forværret.

### **Markoversvømmelser og markvandhuller**

Som nævnt er markoversvømmelser vigtige ynglesteder, men kun så længe der stadig er meget lav vegetation. Det vil være en misforståelse at kræve sådanne vandsamlinger bevaret af hensyn til grønbroget tudse. Det optimale for tudserne vil være, at drænene ikke repareres, men at landmanden fortsat pløjer helt ud til kanten og efter høst stubharver lavningen. Det vil dog sjældent være muligt at arrangere en sådan tilgang.

Også i mere permanente vandhuller vil det være gavnligt for grønbroget tudse, at der pløjes helt ud til vandkanten. En dyrkningsfri bræmme vil hurtigt gro til med høje urter eller buske, hvorefter stedet bliver uegnet for tudserne. En gødningsfri bræmme som fortsat dyrkes, vil dog være til stor gavn for ynglestedets funktion.

### **Etablering af nye ynglesteder**

Da grønbroget tudse som regel ikke forekommer i beskyttede naturtyper og tilmed ofte opsøger stærkt menneskepåvirkede områder, kommer deres ynglesteder let i konflikt med anden arealanvendelse.

Ødelægges en ynglelokalitet for grønbroget tudse, må man forsøge at anlægge et eller flere erstatningsvandhuller i nærheden. Dette gælder ikke kun i forbindelse med anlægsprojekter. Det kan fx også være, hvis tudserne i nogle år har ynglet i en markoversvømmelse, som nedlægges, idet man så må skabe nye egnede vandhuller i nærheden, for at bestanden fortsat kan overleve på egnen. Det er artens biologi hele tiden at flytte væk fra hidtidige ynglelokali-

teter og opsøge nye ynglelokaliteter, jf. teksten om kolonisering i afsnit 2. Hvis der sker en negativ påvirkning af den hidtidige ynglelokalitet, er arten tilpasset til at overleve ved at opsøge nye ynglelokaliteter. Det er derfor i overensstemmelse med artens biologi at skabe sådanne nye vandhuller. Hvis tudserne ikke selv kan finde derhen, kan man være nødt til at flytte dem, og/eller flytte deres yngel.

Det kan være forholdsvis let at anlægge erstatningsvandhuller – tudserne trives netop bedst i helt nygravede vandhuller. Det svære er at få erstatningsvandhullerne til at fungere på længere sigt. Som eksempel kan nævnes tiltag for bevaring af en bestand af grønbroget tudse på Nordfalster ved det nye anlæg af Storstrømsbroen (Lindegaard 2022). Arten ynglede indtil 2017 i et vandhul, som siden da blev fyldt op ved broarbejderne. Der blev anlagt erstatningsvandhuller tre steder. I to nygravede vandhuller, hhv. 800 meter og 1.300 meter vest for stamvandhullet, kunne der konstateres tudser i 2017. Tudser fra stamvandhullet blev flyttet hertil. Der var yngel i det ene af de nygravede vandhuller, og der var voksne tudser her hvert forår frem til 2021, i aftagende antal. I 2022 var der ingen tilbage på grund af tilgroning. I skrivevende stund er situationen således, at det oprindelige vandhul er forsvundet, og tudsebestanden er muligvis uddød. Skulle det være undgået, skulle der have været meget mere fokus på at forhindre tilgroning.

I sager med anlæggelse af erstatningsvandhuller, bør det laves en plejeplan som indeholder årlig vegetationspleje med græsning eller slåning. Uden en plejeplan er det overvejende sandsynligt at grønbroget tudse vil holde op med at yngle i vandhullet efter få år (jf. Bilag 1).

### **Tiltag for at beskytte mod saltvand**

Efterhånden som grønbroget tudse forsvinder fra mange af de tidligere lokalitetstyper i indlandet (gadekær, grusgrave, kvægvandingshuller) ligger de fleste ynglelokaliteter for grønbroget tudse i Danmark nu nær kysterne, og derfor er det stigende havniveau en trussel (såkaldt "coastal squeeze").

Et mulig tiltag for at modvirke dette kan være at skabe dæmninger/diger ud mod havet, eller at forstærke strandvolde. En anden mulighed er at man i tide, skaber nye vandhuller højere oppe i land, som tudserne kan benytte i stedet for dem, der ikke længere er brugbare.

Hidtil har etablering af ynglesteder for grønbroget tudse nær kysten bestået i at grave, oprense eller uddybe vandhuller på afgræssede arealer ved kysten, herunder også strandenge. Dette er foregået i Det Sydfynske Øhav og i det tidligere Storstrøms Amt, og det har været afgørende for bevarelsen af arten i disse egne.

I fremtiden må det forventes at havstigningerne accelererer, og alle eksisterende ynglelokaliteter på strandenge og kystlaguner og strandsøer vil blive ødelagt, måske allerede midt i dette århundrede. Hvis bestandene skal overleve, bliver det derfor nødvendigt at grave nye vandhuller højere oppe i land, i områder som i dag ikke er strandeng, typisk på arealer som er dyrkede marker.

De nye lokaliteter vil i sagens natur skulle ligge inden for strandbeskyttelseslinjen. På sådanne steder kræves rettidig etablering af erstatningslevesteder med bedre fremtidsudsigter, hvis bestanden skal overleve. Det er vigtigt at forstå, at hovedparten af alle danske ynglesteder for grønbroget tudse ligger nær kysten, og at de fleste af de påkrævede erstatningslokaliteter derfor nødvendigvis må etableres inden for strandbeskyttelseslinjen.

På nogle lavtliggende øer (fx Saltholm) er der ikke højereliggende områder, hvor der kan etableres nye vandhuller. Her vil grønbroget tudse med tiden uddø lokalt på grund af havstigninger. Sådanne steder må en klimatilpasning indebære flytning af dyr i tide til nye levesteder; det forudsætter størst mulig sikkerhed for at dyrene kan opbygge en ny bestand på udsætningsstedet.

### **Rasteområder (terrestrisk habitat)**

Tudserne opholder sig meget i gamle mure, i stenbunker, bræddestabler og lignende, og de trues hvis disse skjulesteder ødelægges. Men erstatning er mulig som det fremgår af følgende eksempel.

Ved en lille isoleret ynglebestand af tudser på Nordfalster blev ejeren af et hus ca. 350 meter fra ynglevandhul-let kontaktet. Han så tudser på grunden, i stenbunker og lignende. Han stod foran at skulle rydde op omkring huset og fjerne stenbunkerne. Han blev så anbefalet at anlægge en stenhøj i det nye haveanlæg. Ved næste besøg et par år senere havde han gjort sådan, og nu var stenhøjen beboet af tudser.

Ved Københavns lufthavn i Kastrup har grønbroget tudse i løbet af få år koloniseret nyetablerede stendiger der er etableret som rasteområder for arten (Figur 5). I forvaltningsplanen for grønbroget tudse (Fog 2015) er der vist an-dre eksempler på anlæg af overvintringssteder, fx anlæg på Saltholm af et "tudsehotel" under en lade.

Nye rastesteder skal helst fordeles jævnt i det område, hvor tudserne kan søge føde. Desuden bør der være rastemuligheder langs sprednings- og vanddringsveje.

Etablering af nye rasteområder er i princippet nemt – det vanskelige er at bevare disse som egnede levesteder for arten. Fødesøgningsområder kan holdes åbne ved brug af afgræsning eller regelmæssig jordbearbejdning. Tilgroning kan forsinkes ved at etablere og pleje barjordsstriber fx med grus og ved eksponering af råjord. Hvis barjordsstriberne komprimeres, forsinkes tilgroning. Ved retablering af grusgrave og etablering af nye åbne områder, hvor grønbroget tudse skal kunne leve, skal man undgå fladedækkende udspreddning af muldjord, da dette vil fremskynde etablering af plantevækst. Derimod er det fint at bevare grus- og stenpartier og rester af evt. tidligere befæstede arealer.

**Figur 13.5.** Nyetableret stensætning (rasteområde) og fourageringsområde i form af en bane af jord, der holdes bar ved regelmæssig harvning (foto: J. Frisen-vænge).



### **Planlægning og forvaltning af bynære levesteder for grønbroget tudse**

I forbindelse med byudvikling nær artens levesteder er det vigtigt at bevare de for grønbroget tudse afgørende lysåbne og dynamiske forhold, samt forekomst af egnede ynglesteder, skjulesteder etc. Dette kræver nytænkning i forhold til traditionel udformning af fx rekreative områder.

Traditionelt udformes permanent ubebyggede områder i by med varierede bevoksninger omfattende græsplæner, buske og træer. "Vild med vilje" arealer i byerne er typisk højstaude- eller blomstereng. Parksøer har permanent vandspejl, veldefinerede (ofte stejle) bredder og skyggegivende vandplanter. Hvor ynglesteder for grønbroget tudse bliver bevaret under byudviklingen, risikerer disse derfor at blive uegnede for arten. Ikke mindst hvis der efterfølgende kommer fisk søen, enten fra udsætning eller fordi der etableres rørforbindelse til et regnvandssystem med fisk.

For grønbroget tudse skal der tænkes i retning af stenbede og lignende lysåben udformning af landskabet. Ynglevandhuller kan fx udformes som sommerudtørrende lavninger med flade brinker, så de kan holdes ved maskinel græsslåning om sommeren. Sådanne lavninger kan evt. have funktion til lokal tilbageholdelse af regnvand.

### **Opsplitning af bestande og levesteder**

I administration og planlægning skal det vurderes, om et projekt kan opsplitte bestande. Uden for yngletiden kan grønbroget tudse opholde sig 1 km eller mere fra yngleområdet. Nyere undersøgelser peger dog på, at 90 % af bestanden opholder sig inden for 290 m fra nærmeste ynglested (Hesselsøe et al. 2022). Anlæg af veje kan opsplitte bestande og være en trussel mod ynglebestanden i et givet område. I tillæg kan den øgede dødelighed være bestandsafgørende.

For bestande, der lever i et stort område, kan der være forholdsvis store afstande mellem yngle- og rasteområderne, og ungdyr skal kunne vandre forholdsvis langt omkring for at kolonisere nye yngleområder. For at sikre den



vedvarende økologiske funktionalitet og undgå opsplnitning er det vigtigt, at der opretholdes egnede sprednings- og vandringsveje mellem yngle- og rasteområderne. Disse skal dels omfatte en høj andel af områder med lav vegetation og åbne flader og dels have en begrænset trafikmængde, især i døgnets mørke timer. I nogle tilfælde er afgræsning et relevant tiltag, men sprednings- og vandringsveje kan også omfatte befæstede arealer og jord-, sand- og grusbelagte områder, der holdes åbne på grund af slid. Der skal desuden være et vist minimum af skjulesteder, ikke mindst af hensyn til de unge tudses spredning.

Tiltag, som fx gravning af et nyt ynglested, skal geografisk ligge inden for det sammenhængende netværk af yngle- og rastesteder for en bestand.

Fjernelse af nuværende spredningsbarrierer, opsætning af paddehegn og -underføringer kan benyttes som tiltag (Cueto et al. 2011; Vejdirektoratet 2020). Værdien heraf bør dog afklares gennem en vurdering af de lokale forhold. Tiltag bør altid placeres i afstande, der passer til grønbroget tudses spredningsevne. Her er det meget væsentligt at tage bestandens størrelse i betragtning, idet store livskraftige bestande har større spredningsevne end mindre bestande. Tiltagene må ofte være meget lokale, for at have effekt på størstedelen af en bestand.

Da nogle bestande af grønbroget tudse udveksler individer med hinanden, og nogle bestande ligefrem er afhængige af indvandring, kan forbedringer af nabo-bestandes vilkår også i nogle tilfælde styrke den bestand, der berøres af et anlægsprojekt. Omfanget af en sådan bestandsafhængig indvandring fra nabobestande kræver omfattende undersøgelser.

### **Naturplejeprojekter**

Ved naturplejeprojekter er det afgørende at vægte hensynet til at forhindre forstyrrelse og forsætligt drab mod hensynet til at opretholde eller forbedre levesteder. Dette gælder i særlig grad for grønbroget tudse, hvor høj kvalitet af yngle- og levestederne forudsætter jævnlig forstyrrelse af disse.

Fx hvis et fødesøgnings- og rasteområde for grønbroget tudse er ved at gro til med tæt græs, høje urter og opvækst af urter og træer. Afskrabning af overfladejorden kan genskabe de bare og lysåbne forhold, til gavn for store dele af bestanden. Imidlertid kan det ikke udelukkes, at enkelte tudser raster i musegange o.lign. i det område, hvor afskrabning planlægges. Her må hensynet til bestanden vægtes højere end hensynet til det enkelte individ, hvis bestanden på sigt skal overleve.

Mindre indgreb der kun påvirker en lille del af bestandens levesteder, fx hvor der flyttes en enkelt stenbunke eller graves i et område hvor mange alternative rasteområder er tilgængelige, har som regel ingen biologisk betydning for bestanden. Anderledes forholder det sig, hvor der i løbet af samme år sker indgreb i væsentlige andele af en bestands levesteder; her er det biologisk relevant at undgå forstyrrelse og forsætligt drab.

Derfor bør der på forhånd udføres en faglig vurdering af hvor omfattende betydning for bestanden, det planlagte tiltag vil have.

Der er generelt en hurtig omsætning i paddebestande – for grønbroget tudse gælder, at ca. 40 % af de voksne individer dør årligt (se afsnit 1.2). Bestandene



kan derfor generelt kun overleve, hvis der hyppigt sikres en høj ynglesucces. Dette gælder uanset om enkelte individer omkommer som følge af gravarbejde eller ej.

Hvis ynglesuccessen svigter, vil en bestand derfor hurtigt kunne uddø. Det er almindeligt, at en stor bestand kan uddø i løbet af blot 5 år, hvis der ikke er god ynglesucces. Det betyder, at tiltag for at bevare enkeltindivider, altid skal holdes op imod de tiltag, der er nødvendige for at opretholde bestandens ynglesucces. Der skal derfor sikres en afvejning imellem de to typer af tiltag. En indsats for at undgå drab på individer har ingen reel betydning, hvis yngle- og rasteområder samtidig forsvinder eller forfalder, og hele bestanden alligevel dør ud i løbet af en kort årrække.

Målet med de tiltag der udføres, må derfor være, at sikre bestanden i de påvirkede områder. Det opnås aldrig ved at sikre enkeltindivider uden samtidig at sikre bestanden og dens levesteder. Forvaltningstiltag rettet mod at begrænse forstyrrelse og forsætligt drab må derfor aldrig stå alene. Uanset omfang af den type tiltag, vil man aldrig kunne forhindre samtlige forstyrrelser og drab.

For grønbroget tudse vil fordelene ved genskabelse af egnede levesteder ved tiltag som afskrabning af overjord og vegetation f.eks. ofte opveje risikoen for at skade enkelte individer under processen.

Det er vigtigt at undgå en situation, hvor der etableres permanente eller midlertidige tiltag for at undgå forstyrrelser og forsætligt drab, samtidig med at bestandens levesteder forringes eller forsvinder.

### **Bygge – og anlægsarbejde (midlertidige tiltag)**

Byggepladser virker tiltrækkende på grønbroget tudse. For at undgå forsætligt drab, må man forsøge at holde dem væk fra de områder hvor der bygges, hvis det er muligt. Det kan i nogle tilfælde gøres ved at opsætte midlertidige paddehegn langs kanten af byggepladsen, især mellem byggepladsen og tudsernes ynglelokalitet. Det er en vanskelig opgave, som kræver nøje planlægning. Se nærmere fx i Fog (2015).

Det er ikke altid praktisk muligt at anvende midlertidige paddehegn. Det er derfor afgørende at opsætning af midlertidige hegn altid baseres på en konkret faglig og praktisk vurdering. I vurderingen skal indgå lokalisering af artens yngle- og rasteområder, forventede vandringsruter og tidsplan for anlægsarbejdet.

I nogle anlægsområder, fx ved kysten, kan det være umuligt at forhindre at tudserne kommer ind, fx hvis tudserne kan svømme uden om et paddehegn.

Det kan også være skadeligt for en regional bestand at forhindre tudsernes adgang til store anlægsområder med aktiviteter over mange år, hvor der i perioder kan opstå yderst velegnede yngle- og rasteområder for arten. Der er således talrige eksempler på, at langvarige og store anlægsprojekter omkring København har skabt yngle- og rasteområder for grønbroget tudse, som har gavnet arten gennem adskillige årtier (fx Avedøre Holme, Peberholm/Øresundsbroen, Nordhavn mm). Uden disse projekter ville arten ikke findes i de pågældende områder i dag. Adgang til store anlægsområder kan derfor i

nogle tilfælde være en entydig merværdi for arten, hvis egnede levesteder ikke var til rådighed i det påvirkede område forinden.

Hvis byggepladsen omfatter et areal, som tidligere var et attraktivt fouragerings- og opholdssted for tudserne, bør man sørge for, at der forinden er etableret et område med tilsvarende økologisk funktionalitet, som tudserne fortsat har adgang til.

Hvis anlægsarbejdet omfatter nedlæggelse af et ynglested for grønbroget tudse, skal alternativt ynglested være sikret på forhånd. Der bør sikres et tidsmæssigt overlap mellem et ynglested som nedlægges og et nyt som etableres. Desuden skal man sikre, at det gamle ynglested nedlægges effektivt, når det vurderes ikke længere at have en funktion for bestanden. De voksne tudser er delvist stedfaste, og tilbageværende hanner omkring et nedlagt ynglested vil ofte forsøge at vende tilbage. Hvis der fortsat findes vand i det nedlagte ynglested, vil disse tilbageværende hanner tiltrække hunner med deres kvækning. Det sås fx ved anlægget af Storebæltsforbindelsen på Sprogø, hvor hanner af grønbroget tudse gentagne gange klatrede over et - viste det sig - ikke tilstrækkeligt effektivt paddehegn for at komme tilbage til et tidligere ynglested (Andersen og Wederkinch 1991).

Et andet tiltag der i nogle tilfælde kan begrænse drab af grønbroget tudse, er at tilrettelægge arbejdet i forhold til årstid, tidspunkt på døgnet mm. Fx kan indgreb i ynglestederne laves uden for yngletiden og efter haletudserne er gået på land, eller hvis ynglestedet er udtørret. Indgreb i overvintringsstederne kan laves uden for dvaleperioden (ca. november-april). Dette kræver dog altid en lokal afvejning og faglig vurdering, særligt fordi overvintringssteder og rasteområder sjældent kan adskilles i praksis.

Skal dele af et rasteområde ryddes for padder inden et planlagt anlægsarbejde, så bør området gennemgås ved en række besøg om natten i egnet vejr i tudsernes aktivperiode (maj-oktober). Ved gennemgangen indsamles padderne og de flyttes ud af området, inden de går til overvintring (indsamling og flytning kræver dispensation fra artsfredningsbekendtgørelsen).

Alternativt eller supplerende udføres indgreb i rasteområderne forsigtigt og i samarbejde med biologisk tilsyn, som samtidig sikrer, at de dyr som skjuler sig i området flyttes til andre egnede rasteområder (kræver dispensation fra artsfredningsbekendtgørelsen).

Tilrettelæggelse af arbejde i bestemte perioder kan ikke stå alene, men skal altid ledsages af en vurdering i forhold til bestandens samlede levesteder. I øvrigt må situationen vurderes fra sag til sag, da der kan være særlige forhold, der tilsiger andre tiltag end dem som er beskrevet her.

### **Driftsfase for veje og byggeri (permanente tiltag)**

Forstyrrelse og forsætligt drab i områder der bebygges kan mindskes ved at stille præcise krav til udformning af designmæssige detaljer. Det gælder fx udformningen af kælderskakter, højden af kantsten og maskestørrelse i afløbsriste, så padder ikke fanges.

Rørlagt afvanding af veje undgås i områder med padder, så padderne ikke fanges i afløbssystemet. Hvis dette ikke er muligt, så bør der findes andre løsninger der hindrer at padderne fanges i afløbssystemet. Der findes også

løsninger som kan anvendes til at reducere denne type problemer på anlæg som allerede er etableret (fx Amphibian Gully Pot Ladder). På Sprogø har man etableret passager fra skakten under færste op til jordoverfladen (Frisenvænge og Hesselsøe 2009).

Der er opsat paddehegn hele vejen langs sydsiden af motorvejen på Sprogø, og her kendes ikke væsentlige problemer med at tudserne kommer ud på vej-anlægget. Siden etablering af motorvej og paddehegn har bestanden af tudser etableret sig på begge sider af vejen. Tudserne kan passere motorvejen på Sprogø ved at svømme langs kysten eller ved at passere på serviceveje under brofæsterne. Der er registreret flere eksempler på at tudserne har vandret mellem de to halvdele af øen, som er gennemskåret af motorvej og jernbane.

Langs jernbaner kan det være gavnligt at anlægge små "tunneler" under skinnerne, da tudser vanskeligt kan kravle over skinnerne. Der findes også løsninger som tvinger dyrene til at gå under skinnerne i stedet for at kravle over skinnerne.

Permanente paddehegn og -underføringer bør etableres de steder hvor der er trafikerede veje nær ynglestederne. Bemærk at det er meget vanskeligt at bygge permanente paddehegn og -passager der fungerer. Det kan lade sig gøre, men kun hvis man nøje følger de erfaringer, der fremgår af de retningslinjer der findes (Cueto et al. 2011, Vejdirektoratet 2020). Etablering af velfungerende permanente paddehegn og -passager vil i øvrigt ofte kræve, at man allerede i planlægningsfasen tager hensyn til konflikter med andre interesser der prioriteres højt, som fx trafikikkerhed, færdselsmuligheder for cyklister og handicappede m.m.

Det er afgørende for funktionen af permanente paddehegn og -tunneler, at elementerne installeres og samles korrekt. Tiltag skal til hver en tid efterfølgende være fungerende efter hensigten. Uden overvågning og vedligehold af paddehegn og -tunneller vil funktionen ikke blive bibeholdt, men henfalde over tid. Det anbefales derfor at fremtidig overvågning planlægges af fagperson og der efterfølgende sker vedligehold med fagligt tilsyn.

### 13.7 Andre forhold relevante for forvaltningstiltag

Strandtudse og grønbroget tudse stiller sammenlignelige krav til ynglelokaliteten. Der er mange eksempler på, at de to arter yngler i samme vandhul. Dog yngler grønbroget tudse bedre end strandtudsen i mere permanente vandhuler og søer, i enkelte tilfælde endog hvor der er prædatorer til stede (fisk eller ænder). Strandtudsen kan endnu bedre end grønbroget tudse yngle i meget lavvandede vandsamlinger, som tørrer hurtigt ud. Men bortset fra strandtudsen er det ikke muligt at optimere ynglesteder for grønbroget tudse på en måde, der samtidig viser hensyn til andre bilag IV paddearter, så her må træffes et valg om målet med forvaltningen.

Til gengæld stemmer grønbroget tudses krav til ynglelokaliteter på strandenge meget godt overens med habitatkravene for mange vadefugle fx bruslane (*Philomachus pugnax*), dobbeltbekkasin (*Gallinago gallinago*), lille - og stor kobbersneppe (*Limosa lapponica* og *Limosa limosa*), storspove (*Numenius arquata*), rødben (*Tringa totanus*), tinksmed (*Tringa glareola*) og vibe (*Vanellus vanellus*).

Grønbroget tudse yngler ofte i vandhuller på strandenge. Her er den afhængig af, at vandhullerne afgræsses, især af kvæg. Bevaring af afgræssede strandenge er derfor noget af det vigtigste for bevaring af arten.

Nogle steder på Lolland er der gjort forsøg på at tilgodese både grønbroget tudse og strandtudse samtidig. Fx er der et sted omformet to digegrave, sådan at den ene er meget mere lavvandet end den anden. Det virkede efter hensigten: Strandtudserne yngede i det meget lavvandede, de grønbrogede tudser derimod i det dybere vandhul. Også andre steder er vandhullerne udformet forskelligt, alt efter om man sigter mod den ene eller den anden art, med nogenlunde det forventede resultat.

Der kendes også enkelte eksempler på, at skrubtudser yngler i samme vandhul som de to andre tudsearter. Men det er ikke almindeligt, og det er i reglen ikke en stabil situation på langt sigt. Skrubtudsen har en fordel i vandsamlinger med fisk; den kan fx yngle i afvandingskanaler i strandengsområder, hvor de andre tudsearter yngler i vandsamlinger i selve strandengen. Mængdeforholdet mellem arterne er dog vigtigt. Hvis der er meget løvskov, krat og haver i nærheden af ynglelokaliteten, vil det give en stor bestand af skrubtudser, hvorimod løvskov formentlig er negativt for grønbroget tudse. I atlasundersøgelsen af padder og krybdyr (1976-1986) var to landbiotoper mindre til stede i kvadrater med grønbroget tudse end i gennemsnitskvadrater, nemlig biotoperne "eng og mose" og "tør løvskov". Det er præcis de samme to biotoper, der mest markant karakteriserer kvadrater med skrubtudse.

Løvskove og krat gavner også stor vandsalamander. Hvor der kan leve en tæt bestand af stor vandsalamander, kan grønbroget tudse ikke få tilstrækkelig ynglesucces. Dette er formentlig en af forklaringerne på, at grønbroget tudse i så høj grad yngler i brakvandshuller, hvor stor vandsalamander ikke kan yngle. Det betyder samtidig, at alle tiltag, der gavner stor vandsalamander, vil skade grønbroget tudse, hvis de to arter findes i samme område. Man skal altså ikke tilstræbe stor artsdiversitet og gavne alle padder samtidig. Hvis man forsøger at gøre det, vil man gavne en mere almindelig art (stor vandsalamander) og skade en efterhånden meget sjælden art (grønbroget tudse).

Ved anlæg eller udformning af vandhuller på strandenge vil man ofte samtidig gavne ænder og vadefugle. Tætheden af disse fugle kan blive så stor, at de æder al yngel af grønbroget tudse. Her kan det være en fordel at man sørger for at der både er store, lavvandede vandhuller, som fortrinsvis opsøges af fuglene, og andre, ret små vandhuller i nærheden, hvor tudseyngelen bedre kan overleve. Prædation fra fugle kan også begrænses ved at udlægges mange sten i ynglevandhullerne, hvor haletudserne kan skjule sig.

## 13.8 Referencer

Amphibian Gully Pot Ladder: <https://www.thebhs.org/the-bhs-amphibian-gully-pot-ladder>

Amtkjær, J. (1995): Grønbroget tudse - en opportunistisk øbo. Pp. 64-71 i Bringsøe, H. og Graff, H. (eds): Bevarelsen af Danmarks padder og krybdyr. Jubilæumsskrift for Nordisk Herpetologisk Forening: 1944-1994.

Andersen, A.G. og Wederkinch, E. (1991): Undersøgelser af funktion af tudsehegn og oprensning af vådområder for grønbroget tudse på Sprogø 1990. Miljøministeriet. J.nr. SN 4221-0048 11, marts 1991.

Bang, P. (1948): Bidrag til den grønbrogede tudses biologi. Vandringer belyst ved mærkningsforsøg. 38 pp. Upubliceret speciale ved Københavns Universitet. En kopi opbevares på Zoofysiologisk Laboratorium A.

Briggs, L. (2003): Recovery of the green toad *Bufo viridis Laurenti*, 1768 on coastal meadows and small islands in Funen County, Denmark. *Mertensiella* 14: 274-282. (Verbeitung, Ökologi und Schutz der Wechselkröte (*Bufo viridis*))

Cueto, M., Boesen, P.M., Hansen, W. og Høg, M. (eds. Cueto, M., Henriksen, B. og Ujvári, M.L. (2011): Vejledning, hegning langs veje, anlæg og planlægning. Rapport 309-2011. Vejdirektoratet. 156 pp.

Flindt, R. og Hemmer, H. (1970): Vergleichende Untersuchungen über das Larval- und Postmetamorphose-Wachstum von *Bufo calamita laur.*, *Bufo viridis Laur.* Und deren Bastarden. *Zeitschrift für wissenschaftliche Zoologie* 181: 317-330.

Fog, K., Schmedes, A., og de Lasson, D.R. (2001): Nordens padder og krybdyr. Felthåndbog, G.E.C. Gad's forlag. 366 pp.

Fog, K. (2006): Rødlistede padder og krybdyr i Storstrøms Amt 2006. Natur- og plankontoret, Storstrøms Amt. 88 pp.

Fog, K., Amphi Consult (2015): Forvaltningsplan for Grønbroget tudse, beskyttelse og forvaltning af Grønbroget tudse *Bufo variabilis* og dens levesteder i Danmark. Miljø- og Fødevarerministeriet, Naturstyrelsen. 80 pp. ISBN: 978-87-7279-694-9(WEB).

Frisenvænge, J. og Hesselsøe, M. (2003): Paddelokaliteter i Københavns Amt 2002. Amphi Consult for Københavns Amt, januar 2003.

Frisenvænge, J. og Hesselsøe, M. (2009): Grønbroget tudse på Sprogø 2008-2009. Amphi Consult for Sund og Bælt A/S, november 2009.

Frisenvænge, J. og Hesselsøe, M. (2021): Grønbroget tudse på Sprogø 2021. Amphi Consult og NIRAS A/S for SundBælt A/S, oktober 2021.

Hesselsøe, M. og Frisenvænge, J. (2001): Grønbroget tudse på Sprogø 1989-2001. Amphi Consult for Sund og Bælt A/S. 32 pp.

Hesselsøe, M. Rudkjøbing, V., Iversen, L. og Kielgast, J. (2015): Validation of eDNA for detection of pond-living organisms (In Danish), Report for Danish Nature Agency. 22 pp.

Hesselsøe, M., Larsen, M., Knudsen, S.W., Iversen, L., Møller, P.M. og Hviid, T. (2017): Find beskyttede vandbiller med DNA: Vand & Jord 2017 (2) p. 74-76.

Hesselsøe, M., Thomsen, E., Knudsen, S.W., Møller, P.M. og Bruun, L. (2019): Find Løgfrø med eDNA. Vand & Jord 2019 (3): 100-102.

Hesselsøe, M., Bjørn, C. Kristensen, E., Møller, M. og Frisenvænge, J. (2022): Paddeundersøgelser 2022 -Resultater -Nordhavn. NIRAS A/S for Udviklings-selskabet By & Havn I/S.

Kowalewski, L. (1974): Observations in the phenology and ecology of amphibia in the region of Czestochowa. Acta zool. Cracovia 19:391-460.

Lindegaard, S. (2022): Overvågning af grønbroget tudse, markfirben og digesvale 2022. Notat- overvågning. Sweco. Projekt 93200.R07 – Storstrømsbroen. 8 pp.

Pröjts, J. (2011): Grönfläckig padda i Blekinge 2011. Utplantering på Flaskär. Rapport 2012:2. Länsstyrelsen Blekinge län, 371 86 Karlskrona. [www.lansstyrelsen.se/blekinge/Publikationer](http://www.lansstyrelsen.se/blekinge/Publikationer).

Rich, I. (1995): A field study of marked populations of the Green Toad, *Bufo viridis*. Memoranda societatis pro fauna et flora Fennica 71 (3-4): 118-119.

Rich, I. (1996): Den grønbrogede tudse (*Bufo viridis* Laur.) på Samsø. Specialeafhandling v. Biologisk Institut, afd. for zoologi, Aarhus Universitet.

Vejdirektoratet (2020): Vejregel: Faunapassager – En Vejledning. Anlæg og Planlægning. 106 pp.

## 14 Snæbel

*Coregonus oxyrhynchus*

Af Mikkel Boel



Figur 14.1. Snæbel (Foto: M. Deacon).

### 14.1 Status

Snæblen er en laksefisk, som kun lever i vadehavsområdet og de tilstødende vandløb. Bestanden af snæbel er forsøgt genoprettet med udsætninger i 1987-1992 i flere åløb, men bestandene der stor set forsvundet igen, bortset fra de oprindelige bestande i Vidå og Ribe Å. Den vokser op i Vadehavet hvorfra den søger op i de tilstødende større vandløb for at gyde. Snæblerne gør brug af områder både opstrøms og nedstrøms deres gydeområder og kan også finde sig i ferskvand uden for gydeperioden. Efter gydningen opholder en del af fiskene sig i de nedre dele af vandløbene, før de vender tilbage til Vadehavet. De har været udfordret af forholdene i vandløbene (eutrofiering, tilgængelighed af gyde- og opvækstområder tilpas langt opstrøms). Trods forbedringer har bestandene ikke rejst sig trods en årrække med tilbagevendende gydmodne fisk. Dette tyder på at der er nogle krav til gydning, ægklækning og tidlig opvækst i vandløbene som ikke er opfyldt. Gydning foregår frit i vandet. Det er vigtigt at der er substrater som æggene kan vedhæfte sig til, f.eks. grus eller sten. Ynglen klækkes ligeledes frit i vandet og drifter med strømmen, og er dybt afhængige af at finde et opvækstområde med føde, hvor de kan vokse sig store nok til at kunne tåle at leve i saltvand.

På grund af den begrænsede udbredelse og lille populationsstørrelse af snæbel er der kun udført få undersøgelser. Specifik viden om artens adfærd og livshistorie i danske åer, er derfor yderst begrænset. De levesteder, som snæblen har brug for til gydning og opvækst af ynglen, er stadig meget uklare og i mangel på specifik viden, er der for nuværende mange formodninger og antagelser som ligger til grund for vores syn på snæblen. Det gør det vanskeligt at forvalte og beskytte snæblen effektivt. En undersøgelse af hvilke forhold der er karakteristiske/unikke for de strækninger, hvor snæblen faktisk har sine gyde- og opvækstområder, er ønskelig.

I godkendelsessager, skal myndighederne derfor især være opmærksomme på den store mangel på viden og på aktiviteter, der kan påvirke vandløbene negativt i artens udbredelsesområde.



## 14.2 Levevis

Snæblen er en laksefisk der hører til i heltfamilien, coregonider. Nu om dage er den alene hjemmehørende i den danske del af Vadehavet og i de tilstødende vandløb. Tidligere levede snæblen også i flere af de tyske og hollandske floder og vandløb, der munder ud i Vadehavet. I Danmark er det Vidåen og Ribe Å, der huser den største andel af den tilbageværende population i verden (Svendson et al. 2018, Jensen et al. 2015, personlig kommunikation med M. Deacon). Snæblen var tidligere tilknyttet de tyske og hollandske dele af Vadehavet, og var kendt som Rhinsnæbler, men disse bestande uddøde i 1940'erne. Bestanden af snæbel er forsøgt genoprettet med udsætninger i flere danske åer samt hollandske og tyske åer/floder (DeGroot & Nijssen 1997, Kranenbarg et al. 2002, Borcharding et al. 2010). Snæblen kendes også under navne som Nordsøsnæbel, snebel, snibbel, snevl, snævl, snøffel og snøvl (Carl et al. 2019).

Snæblen gyder i ferskvand og ynglen migrer til saltvand og vokser sig stor, for senere at vende tilbage til ferskvand for at gyde; De kan vende tilbage for at gyde i vandløbene flere gange i løbet af deres relativt lange (10 til 12 år) levetid (Borcharding et al. 2008, Jepsen et al. 2012). I det sene efterår, vandrer gydemodne fisk fra Vadehavet ind i åløbene for at gyde. Selve gydeperioden varer normalt i 2 til 3 uger i november til december (Hvidt og Christensen 1990). Snæbler opholder sig også i ferskvand om vinteren og frem til foråret. I Vidåen er den fanget fra oktober til maj (personlig kommunikation, M. Deacon)

Overordnet formodes livsforløbet i vandløb at være meget ens, for fisk i heltfamilien, hvor snæblen hører til. Om efteråret, i gydeperioden, er populationen delt i tre grupper: 1) umodne fisk langt nedstrøms for gydeområderne, 2) modne ikke-gydere også nedstrøms for gydeområderne, men ikke nødvendigvis de samme steder som umodne fisk, og 3) modne før-gydere opstrøms gydeområderne (Reist og Bond 1988). Disse arealer består af strømmende vand med grus (Alt 1979, Morrow 1980, Harper 2012).

### Gydning

Gydeområderne er karakteriseret ved en vandløbsbredde på 4 to 10 m, middel vandhastighed, et fast leje (grus el groft sand). Snæblen gyder frit i vandet, og vellykket reproduktion afhænger af, at gydeområdernes bundsubstrat bør indeholde sten eller grus, som de klæbrige æg kan sætte sig fast på (Muus og Dahlstrøm 1990). Tætte vintergrønne vandplanter er formodet at kunne være vigtige, men dette er ikke sandsynligt, da det fleste vandplanter forsvinder om vinteren i de pågældende åløb (personlig kommunikation., Michael Deacon).

### Klækning

Æggene klækkes i det tidlige forår, formodentlig i februar til marts, men vides ikke med sikkerhed. Ved udklækning frit i vandet, driver laverne over betydelige afstande, pga. larver har dårligt udviklede bevægelsesevner sammenlignet med yngel, der udklækker i en gydebanke og tilbringer den første tid der (Lucas og Baras et al. 2001). Den cirka 1 cm lange larve kan ikke overleve saltholdigheder som dem i Vadehavet, og derfor er afhængig at blive i åen indtil april eller maj, hvor de har opnået en størrelse og de fysiologiske egenskaber, hvor de tåler saltholdigheden i Vadehavet. Laverne er ikke i stand til at holde deres position i vandløbet, og de drifter nedstrøms klækningsområdet, da vandhastighederne i det meste af vandsøjlen er for stærk, eksempelvis i Vidåen (Poulsen et al. 2012)

### Tidlig opvækst

Den nyklækkede yngel føres nedstrøms med strømmen, hvor deres overlevelse afhænger af at de bliver båret ind i områder med stillestående vand, hvor de kan vokse og blive klar til livet i saltvand. Det er derfor vigtigt med nedstrøms områder, hvor de kan opholde sig inden de rammer havet, dvs. områder med overdækkende strukturer/planter, langsomt flydende vand nær bredder, bagvande, stillestående partier, søer/damme, vådområder, afsnøringer, tagrør, små, store slyngninger eller lignende områder. De udgør så naturlige opvækstpladser. Ynglen lever hovedsageligt af zooplankton (Borcherding et al. 2006, Jensen et al. 2015, Poulsen et al. 2012). Det formodes at snæbelynglen og helt yngel lever af de samme fødeemner i vandløbene (Carl et al. 2019). Larverne æder små zooplanktonarter, og eftersom som de vokser til, skifter de til primært at æde vandlopper. Hos ældre fisk er det foretrukne bytte større zooplanktonarter, men de æder også bunddyr og fisk. Ved mangel på den rette størrelse fødeemner i, skifter de til at æde der flere bunddyr (Jacobsen 1982, Kronborg et al. 1984, Skurdal et al. 1985, Berg et al. 1994). Et for tidligt fødeskifte i de tidlige livsstadier, påvirker fiskenes vækst og overlevelse og har konsekvenser for gydebstanden (Boel et al. 2018).

Når de juvenile fisk har nået en størrelse på 3 cm til 5 cm i total længde og har udviklet en højere salttolerance, begynder de fleste deres vandring til Vadehavet (Jensen et al. 2015).

### Overgang til havet

Ynglens overgang til havet kendes ikke i detaljer, men for tidlig ankomst til flodmundingen og havet er dødelig for både larver og ungfisk, så overlevelse i de tidlige livsstadier afhænger af at fiskene har muligheder for at finde føde og overleve i åernes mere stillestående partier (Thomsen 2003, Borcherding et al. 2006). En tilpas lang opstrøms gydemigration hos fisk, er udviklet for at modvirke en for tidlig nedstrøms drift af larver og yngel, til et miljø de ikke er klar til at overleve i (Lucas og Baras et al. 2001).

En betydelig andel af voksne fisk bruger megen tid omkring åmundingen efter gydningen, hvilket antyder, at overgangen mellem ferskvand og saltvand er et vigtigt geografisk område (Jensen et al. 2018). Ikke-kønsmodne snæbler er blevet observeret i overvintrende i de nedre dele af åløbene om vinteren (pers. kom. M. Deacon).

### Adult

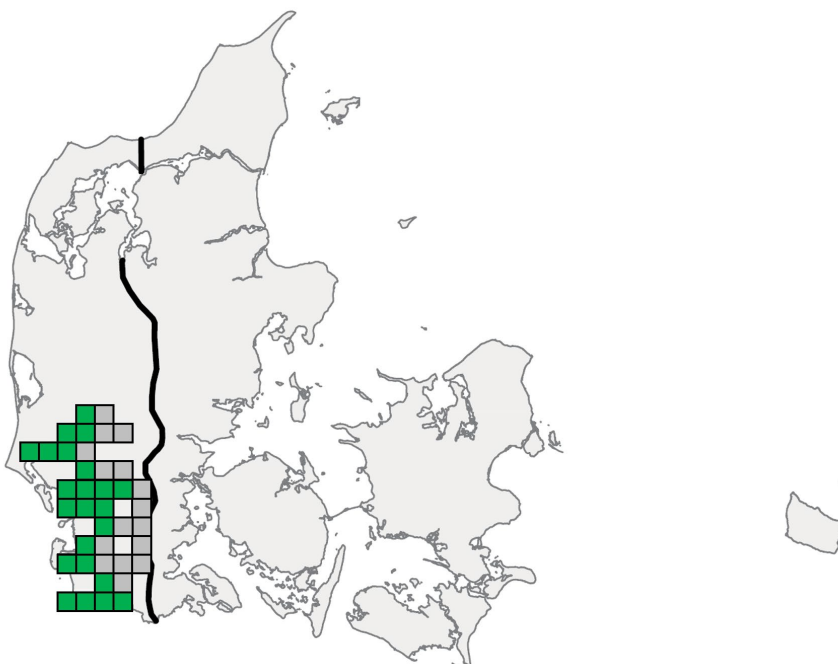
Ynglens opvækst i Vadehavet kendes ikke i detaljer. De tilbringer 1 til 2 (haner) eller 3 til 4 (hunner) sæsoner i Vadehavet, og vender tilbage til det samme vandløb, hvor de blev klækket, for at gyde (Rasmussen 2004, Borcherding et al. 2006, Jensen et al. 2015). Efter at være blevet kønsmoden, aftager væksthastigheden af snæbel (>10 år) og individer når sjældent længder på mere end 60 cm (Jepsen et al. 2012). Snæblens føde i havet er ikke undersøgt, men formodes at de lever af de samme byttedyr brakvandshelt (Carl et al. 2019). I fjorde er helt og snæbler i primært bunddyrsædere; børsteorm (eks. *Hediste diversicolor*), slikrebs (*Corophium volutater*) og dyndsnegle (*Hydrobia sp.*), pungrejer (*Neomysis integer*) og lerkutling indgår i føden (Rasmussen 1979).

## 14.3 Udbredelse

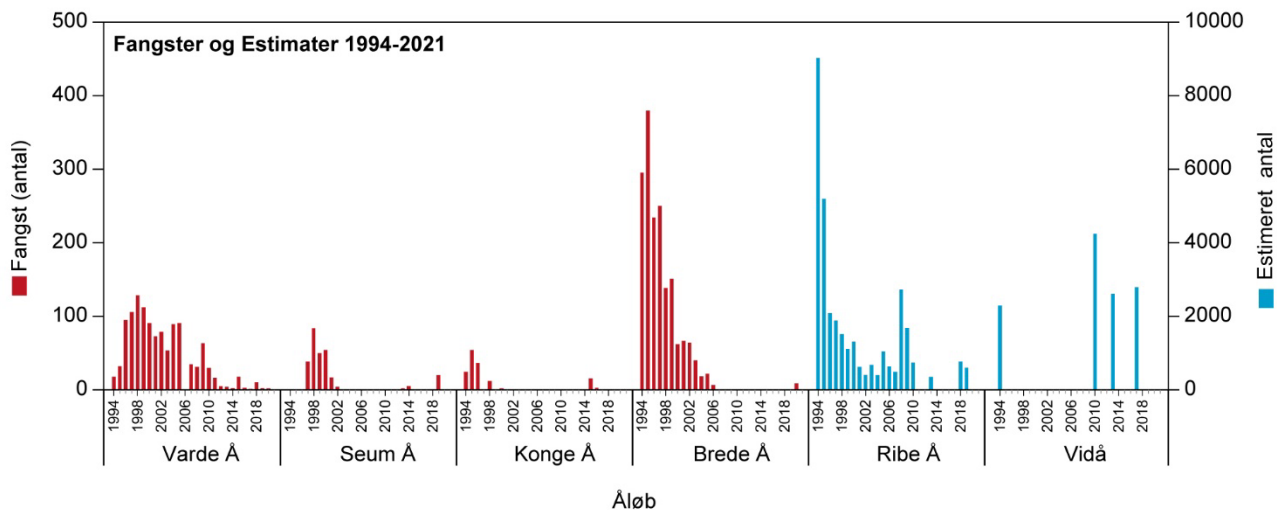
Historisk set var Nordsøsnæblen fordelt på tværs af hele vadehavsområdet, som grænser op til Tyskland, Holland og Danmark. Århundreder med habitatforringelser, spærringer og øget forurening i vandløbene, har tilsammen

bidraget til snæblens tilbagegang (Figur 14.2). I 1930'erne forsvandt Nord-søsnæblen helt fra Tyskland og Holland på grund af alvorlig forurening, migrationsbarrierer, fiskeri og udryddelse af gyde- og opvækstområder. I dag kan den findes næsten udelukkende i den danske del af vadehavet og tilstødende vandløb, hvor den er hjemmehørende.

**Figur 14.2.** Forekomst og udbredelse af snæbel i kvadrater på 10 x 10 km<sup>2</sup> ved den nationale overvågning fra 2004 til og med 2021. Grøn firkant angiver kvadrat med fund af arten, og åben firkant angiver undersøgt kvadrat uden fund. Et gråt kvadrat angiver at der er fri passage igennem vandløbet, men uden at der er fundet snæbel i vandløb inden for kvadratet. Grænsen mellem den atlantiske og den kontinentale biogeografiske region er vist på kortet med en sort streg



I 1980 blev arten kun registreret i et enkelt danske vandløb, Vidåen. På dette tidspunkt var bestanden tæt på at uddø (Jensen et al. 2002; Borcharding et al. 2006; Madsen og Murray 2007; Hansen et al. 2008). Der har også været en lille bestand i Ribe Å på dette tidspunkt (personlig kommunikation med M. Deacon). Udsætninger af yngel gav store forekomster af gydemodne fisk i flere vandløbene i starten af 1990erne, men det gik dog tilbage i årene efter. For at genskabe snæblens gydemuligheder og levesteder foretog man derfor omfattende habitatgenopretninger og fjernelse af spærringer i de åer, der løber ud i det danske Vadehav. Snæblen er dog stort set forsvundet fra Sneum Å, Kongeåen, Rejsby Å, Brøns Å, og Brede Å (Figur 14.3). Der er et begrænset antal i Varde Å. I Ribe Å har der altid været en mindre bestand af snæbel, og den er der stadig i begrænset omfang (Figur 14.3). I Vidå, som er ophavsvandløbet til de udsatte fisk, er der stadig en relativt stabil bestand (Figur 14.3).



**Figur 14.3.** Rød graf, viser tendenser i antallet i efterårs fangster 1994-2021, hvor der ikke har været datagrundlag for beregning af bestands estimater. Blå graf, viser tendenser i den estimerede gydebestands udvikling 1994-2019, beregnet ved fangst-genfangst.

#### 14.4 Registrerings- og overvågningsmetodikker

Fiskeriet til indsamling af gydefisk til mærkning og generelt til screening af bestandene foregår bl.a. ved brug af elektricitet, i form af pulserende jævnstrøm, jævnfør den tekniske anvisning for artsovervågning af snæbel af Wiberg-Larsen 2012. Målet med registreringerne tager udgangspunkt i betydningen af dels at kunne følge ændringer i bestandsstørrelser inden for allerede kendte forekomster, dels at screene forekomster i andre potentielle gydevandløb. Registreringerne baseres på bestandsopgørelserne/forekomsterne på fangst af voksne individer under disses gydevandring/gydning i vandløbene. Snæblens bestandsstørrelse bestemmes ved fangst-genfangst metoden og forekomst ved indsamling ved hjælp af elektrofiskeri og net og ruser (Wiberg-Larsen 2012, Jepsen et al., 2014).

#### 14.5 Trusler mod arten

Den manglende viden om snæblens biologi, og dermed dens specifikke krav, er en trussel i sig selv (Svendsen et al. 2018). Der er meget information om snæblen som er baseret på formodninger.

Årsagen til snæblens tilbagegang er stadig ikke afklaret i detaljer. Det at de udsatte fisk ikke har reproduceret sig nævneværdigt, trods en årrække med opgang af et stort antal gydemodne fisk, tyder på god overlevelse i Vadehavet. Det peger derimod i retning af, at de nødvendige vilkår til gydning og opvækst ikke er til stede, trods de tiltag/restaureringer der er lavet for at bremse snæblens tilbagegang, og understreger en mangel en på detailviden.

Der er et tab af voksne fisk, på grund af prædation fra skarv (*Phalacrocorax carbo*). Skarvens betydning er kendt og kvantificeret, både i ferskvand og saltvand, og der er helt sikkert yderligere tab, som ikke er dokumenteret, eks. til andre fiskeædere. Det gælder både i ferskvand (eks. skalleslugere hejre, mink, odder mm.) og i Vadehavet (eks måger, terner, sæler mm.). Skarv har siden vinteren 2009/10 ændret adfærd, sådan at den nu fouragerer i Vadehavet og i åerne, i forhold til tidligere, hvor den kun gjorde det i Vadehavet (Jepsen et al. 2014, Jepsen et al. 2018). Det har vist sig ved skader og bidemærker (pers. kom. M. Deacon), forårsaget af skarver, samt at de er ansvarlige for mindst 1/3 af tabet af gydemodne snæbler i åerne (Jensen et al. 2017). Det giver et stærkt

grundlag for at konkludere, at skarven i Danmark er en trussel for snæbelbestanden (Svendsen et al. 2016).

Snæblen er meget sjælden, og ethvert indgreb, der kan forringe eller ødelægge forholdene for arten, bør undgås. Alle kendte vigtige yngle- og rasteområder for snæbel er udpeget som Natura 2000-områder, hvor der gælder særlige regler for administration og planlægning. I vandløb med forekomst af snæbel, som berøres af et projekt eller en plan, kan følgende indgreb have skadelige virkninger for arten:

- Opstemning af vandløb
- Udretning af vandløb
- Inddigning af marsk og vandløb
- Udledning til vandløb
- Andre migrationsforsinkende elementer

#### **Opstemning af vandløb**

Spærringer i vandløbene var med til at bestandene af snæbler i bl.a. Rhinen og Elben uddøde (Hansen et al. 2006). Snæblen passerer ikke selv mindre opstemninger. Den er dog i stand til at passere gennem stryg med stor vandføring. En naturlig bestand i vandløb med mange dambrug placeret i den nederste del af et vandsystem vil primært være afhængig af egnede passagemuligheder (dambrugsdrift uden stemmeværker eller stemmeværker erstattet af stryg). Til trods herfor vil en stor del af snæbelynglen med vandstrømmen blive ført ind i dambrugene og ende som føde for fiskene her (Jensen m.fl. 2002).

Tvinges de voksne fisk til at gyde i regioner, der ligger tæt på åmundingen og havet, eks. pga. spærringer, kan dette gå ud over lavernes og ynglens overlevelse. Larver og yngel risikerer at drifte for tidligt ud i det salte havmiljø. Derfor er det vigtigt, enten at have gydestræk der ligger langt opstrøms havet, så sandsynligheden for at ramme et egnet opvæksthabitat er større, eller at have egnede opvækstområder der ligger nedstrøms, hvor æggene klækkes.

#### **Udretning af vandløb**

Da snæblen gyder sine æg direkte i vandet, hvor de klæber til vandplanter, grus og sten, er det vigtigt, at vandløbene har mange vandplanter, og at bunden har områder med sten og grus. Udretning af vandløbene medfører større materialevandring, som forringer levevilkårene for planter og dyr i vandløbet. Fiskenes fødegrundlag i form af smådyr kan ikke overleve i det vandrende sand/bundmateriale, som også dækker sten og grus, så snæblens æg ikke kan fæstne sig til vandløbsbunden. Ved mangel på de fortrukne fødemner, laver snæbel et fødeskifte. Et for tidligt fødeskifte i de tidlige stadier påvirker fiskenes vækst og overlevelse, derfor er tilstedeværelsen af opvækstområder med de rette fødemner vigtigt.

Desuden vil en øget vandhastighed medvirke til, at ynglen kan skylle utilsigtet nedstrøms, og for tidligt til havs, uden at finde et opvækstområde.

### **Inddigning af marsk og vandløb**

Lavvandede områder med stillestående vand i form af søer eller områder med oversvømmede arealer i vinter/forår indskudt i vandsystemet, er meget vigtige opvækstområder for snæbelynglen. Her kan larverne vokse op, indtil de i foråret er blevet så store, at de fysiologisk er tilpasset til at vandre ud i det saltholdige vand i Vadehavet. Inddigning af marsk og vandløb forhindrer vinteroversvømmelser og dermed, at den nyklækkede yngel føres ind i egnede opvækstområder.

### **Udledning til vandløb**

Bestandene af snæbler i bl.a. Rhinen og Elben uddøde som følge af især forurening (Hansen et al. 2006). Snæbel er også blevet genindført i hollandsk og Tyske åer i Nordsøområdet (DeGroot og Nijssen 1997, Kranenbarg et al. 2002, Borcharding et al. 2010). En nylig undersøgelse har vist, at eutrofiering spiller en lignende rolle i en række af helt-arter (Vonlanthen et al. 2012). Forurenende stoffer, herunder næringsstoffer, der forringer vandkvaliteten, bør ikke udledes til vandløb med forekomst af snæbel og/eller snæbelyngel. I forbindelse med tekniske anlæg, fx vejprojekter, kan der ofte forekomme en øget udvaskning af sand, olierester m.v., som kan have en skadelig virkning på yngle- og rasteområder for snæbel. Sådanne påvirkninger bør undgås i forbindelse med planer og projekter, der berører yngle- og opvækstområder for snæbel.

### **Andre migrations forsinkende elementer**

Søer og vådområder øger prædation på vandrende fisk, fra Skarv og rovfisk (Boel 2012, Boel og Koed 2013), men de er nødvendige for snæbelynglen. Den kunne være relevant at undersøge prædation fra Skarven på de unge såvel som de voksne individer. Forsøge at ændre Skarvs fouragerings adfærd, skræmme og skyde Skarv, omkring områder hvor snæblers migration forsinkes. Slusepraksis, kan forstærke skarvens betydning, idet snæblerne koncentrerer sig når sluserne er lukkede, og danne et "skarvspisekammer" (Carl 2018). Søer/vådområder er nødvendige for ynglen (Poulsen 2012), men de kan øge prædation fra skarven på de voksne individer (Boel og Koed 2013).

## **14.6 Generelle og specifikke forvaltningstiltag**

Både områder opstrøms og nedstrøms gydeområderne er vigtige og kun åer med fri passage kan bruges til gydning, fisketrapper og små opstemninger med fiske-bypass ser ikke ud til at fungere for snæbel, og der er ingen tegn på snæbel opstrøms selv små forhindringer (personlig kommunikation, M. Deacon). De tidlige livsstadier er særligt kritiske for artens overlevelse (Madsen og Murray 2007; Borcharding et al. 2006; Hansen et al. 2008). Det at udsætninger af ungfisk en årrække gæve et stort antal gydemodne fisk, men uden at bestandene har etableret sig, kunne tyde på at problemet ikke ligger i Vadehavet, men mere på at de nødvendige habitater til gydning og opvækst ikke har været til stede, trods de udførte tiltag. Det afgørende er at få undersøgt og beskrevet de gydehabitater der virker i Vidåen og til dels også Ribe Å og Varde Å, og undersøge om de også er til stede i de andre år, hvor bestanden forsøgt etableret men forsvundet fra. Derved vil man mere målrettet kunne etablere gyde- og opvækstområder i andre vandløb. Denne grundlæggende viden er afgørende for fremtidige restaureringsprojekter (Svendsen et al. 2018).

Til supplerende af konkrete beskyttelsestiltag/afværgeforanstaltninger kan man gennemføre en række forvaltningsmæssige tiltag, hvor det overordnet gælder om at sikre arten gode levedmuligheder i områder, hvor den aktuelt forekommer. I den forbindelse kan nævnes følgende tiltag:

- Skånsom eller ingen vandløbsvedligeholdelse
- Fri passage til og fra gydeområderne
- Forbedring/sikring af god vandkvalitet
- Naturgenopretning (genslyngning, sandfang, etablering af vådområder)
- Fri passage til opstrøms gydeområder, samt områder opstrøms disse, og områder med rolige vand som opvækst områder
- Reducering af prædation og migrationsflaskehalse.

En skånsom vedligeholdelse af vandløb der sikrer forekomsten af vintergrønne vandplanter og en fast bund af grus og sten samt en god vandkvalitet med rigelig ilt i vandet er en forudsætning for, at snæblens æg kan udvikle sig. I offentlige vandløb bør dette være afspejlet i vedligeholdelsesbestemmelserne.

Fri passage til og fra gydeområderne er en forudsætning for etablering/bevarelse af bestandene. Selv små spærringer vil bremse snæblens opstrøms vandring, også selv om der er etableret fisketrapper. Eneste acceptable passagemuligheder ved opstemninger er, at stemmeværket erstattes med stryg med lav hældning.

Forbedringer af såvel vandløbskvalitet som vandkvalitet kan ske ved naturgenopretning i form af genslyngning og nedsættelse af belastning af okker (og spildevand).

Ved genslyngning af lige vandløbsstrækninger skabes mere varierede strøm- og bundforhold til gavn for snæblen. Etablering af sandfang kan desuden reducere materialevandringen langs bunden, og hjælpe med at sikre tilgængeligt bundsubstrat som snæblens æg kan vedhæfte sig til. Etablering af vandløbsnære opvækstområder, der er tilgængelige for snæbelynglen og med de rette fødeemner, vil være af betydning for at ynglen når den rigtige størrelse, inden den driver ud i Vadehavet.

Fiskenes adfærd før gydning, selve gydningen, klækningen og opvæksten indbefatter brugen af områder opstrøms- og nedstrøms gydeområdet. Adgang til flere opstrøms gydeområder, som enten har roligere vand et nedstrøms område eller at der frigives flere km vandløb, vil give flere muligheder for at finde egnede opvæksthabitater langs vandløbet (personlig kommunikation med M. Deacon). Der er åbnet op for passage til Hvirvlå og Arnå i Vidå-systemet, men der er begrænset gydning, og under elfiskeri er der kun fanget få snæbler deri. Hvirvlå og Arnå er "nabo-vandløb" til Grøn Å og Sønder Å, hvor snæbel forekommer i betydeligt antal hvert år. Derfor er der en god chance for at snæbel kan reetablere sig i Hvirvlå og Arnå. Det er vandløb man kunne følge tæt, og det kan overvejes at ophjælpe med udsætninger i disse. (personlig kommunikation med J. Svendsen)

Forvaltningstiltag der reducerer tab af fisk til skarv, eks. i områder hvor snæblerne gør frivilligt eller ufrivilligt ophold, flaskehalse, så som ved sluser og i overgangen mellem ferskvand og saltvand. Det kan undersøges om søer øger prædationstab af migrerende snæbel.

## 14.7 Referencer

Alt KT. 1979. Contributions to the life history of the humpback whitefish in Alaska. Transactions of the American Fisheries Society 108:156-160.



Berg, S., Jeppesen, E., Søndergaard, M. & Mortensen, E. 1994. Environmental effects of introducing whitefish, *Coregonus lavaretus* (L.), in Lake Ring. *Hydrobiologia* 275/276: 71-79

Boel M. 2012. Life history types and strategies: Case studies on brown trout (*Salmo trutta*) and alewives (*Alosa pseudoharengus*), involving physiological differences and interspecific interactions. Ph.D. thesis DTU Aqua.

Boel, M. og Koed, A., 2013. Smolttabet i Årslev Engsø, En sammenligning af den nydannede engsø i 2004 og den etablerede engsø i 2011. DTU Aqua-rapport nr. 260-2013.

Boel, M., Brodersen, J., Koed, A., Baktoft, H., & Post, D. M. (2018). Incidence and phenotypic variation in alewife alter the ontogenetic trajectory of young-of-the-year largemouth bass. *Oikos*, 127(12), 1800-1811.  
<https://doi.org/10.1111/oik.05556>

Borcherding, J., Heynen, M., Jager-Kleinicke, T., Winter, H.V. & Eckmann, R. 2010. Re-establishment of the North Sea houting in the River Rhine. *Fisheries Management and Ecology* 17: 291-293.

Borcherding J, Scharbert A, Urbatzka R (2006) Timing of downstream migration and food uptake of juvenile North Sea houting stocked in the Lower Rhine and the Lippe (Germany). *J Fish Biol* 68: 1271–1286

Borcherding J, Pickhardt C, Winter HV, Becker JS (2008) Migration history of North Sea houting (*Coregonus oxyrinchus* L.) caught in Lake IJsselmeer (The Netherlands) inferred from scale transects of 88Sr: 44Ca ratios. *Aquat Sci* 70: 47–56.

Carl, H., Berg, S. & Møller, P.R. 2019. Helt (og snæbel). I: Carl, H. & Møller, P.R. (red.). Atlas over danske saltvandsfisk. Statens Naturhistoriske Museum.

De Groot SJ, Nijssen H (1997) The North Sea houting, *Coregonus oxyrinchus*, back in the Netherlands (Pisces, Salmoniformes, Salmonidae). *Bull Zool Mus Univ Amst* 16: 21–24.

Hvidt, C.B. & Christensen, I.G. 1990. Træk af Nordsøsnæblens (*Coregonus oxyrhynchus* L.) biologi i Vidå-systemet. Specialrapport. Zoologisk Laboratorium, Århus Universitet.

Hansen, M.M., Nielsen, E.E. & Mensberg, K.-L.D. 2006. Underwater but not out of sight: genetic monitoring of effective population size in the endangered North Sea houting (*Coregonus oxyrhynchus*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63:780-787.

Hansen, M.M., Fraser, D.J., Als, T.D. & Mensberg, K.-L.D. 2008. Reproductive isolation, evolutionary distinctiveness and setting conservation priorities: The case of European lake whitefish and the endangered North Sea houting (*Coregonus spp.*) *BMC Evolutionary Biology* 8: 137.

Harper KC, Harris F, Miller SJ, Thalhauser JM, Ayers SD. 2012. Life history traits of adult broad whitefish and humpback whitefish. *Journal of Fish and Wildlife Management* 3(1):56–75; e1944-687X. doi: 10.3996/022011-JFWM- 011.

- Jacobsen, O.J. 1982. A review of food and feeding habits in coregonid fishes. *Polski Archiwum für Hydrobiologii* 29: 179-200.
- Jepsen, N.; Ravn, H. D. & Pedersen S. 2018. Change of foraging behavior of cormorants and the effect on river fish, *Hydrobiologia* 820: 189-199.
- Jensen A.R., Ejby-Ernst M., Møller B., Grøn P.N., 2002, Status for bestande af snæbel *Coregonus oxyrinchus* i Vadehavsområdet 1989-1998.
- Jensen, L.F., Thomsen, D.S., Madsen, S.S., Ejby-Ernst, M., Poulsen, S.B., og Svendsen, J.C. 2015b. Development of salinity tolerance in the endangered anadromous North Sea houting *Coregonus oxyrinchus*: implications for conservation measures. *Endanger. Species Res.* 28(2): 175-186. doi:10.3354/esr00692.
- Jensen, L.F., Rognon, P., Aarestrup, K., Bottcher, J.W., Pertoldi, C., Thomsen, S.N., et al. 2017. Evidence of cormorant-induced mortality, disparate migration strategies and repeatable circadian rhythm in the endangered North Sea houting (*Coregonus oxyrinchus*): a telemetry study mapping the postspawning migration. *Ecol. Freshw. Fish*, 27(3): 672-685. doi:10.1111/eff.12383.
- Jepsen, N., Deacon, M., and Koed, A. 2012. Decline of the North Sea houting: protective measures for an endangered anadromous fish. *Endanger. Species Res.* 16(1): 77-84. doi:10.3354/esr00386.
- Jepsen, N., Skov, C., Pedersen, S., & Bregnballe, T. (2014). Betydningen af prædation på danske ferskvandsfiskebestande - en oversigt med fokus på skarv. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. DTU Aqua-rapport Nr. 283-2014.
- Kranenbarg J, Winter HV, Backx JJGM (2002) Recent increase of North Sea houting and prospects for recolonization in the Netherlands. *J Fish Biol* 61(Suppl A): 251-253.
- Kronborg, O., Pedersen, H.V. & Støckler, M. 1984. En populationsdynamisk undersøgelse af helt, *Coregonus lavaretus* L., i Tange Sø. Specialrapport, Århus Universitet.
- Lucas M.C., Baras E., 2001, *Migration of freshwater fishes*, London, Blackwell Science.
- Madsen M., Murray C., 2007, *Modellering af de hydrauliske konsekvenser samt snæbellarveopvækstbetingelserne ved gennemførelse af snæbelprojekt i Hestholm og Nørresø.*
- Hørsholm, Skov og Naturstyrelsen - Lindet Statsskovdistrikt, Landsdelscenter Sydjylland.
- Morrow JE. 1980. *The freshwater fishes of Alaska*. Anchorage, Alaska: Alaska Northwest Publishing Company.
- Muus BJ, Dahlstrøm P (1990) *Europas ferskvandsfisk*. Gads Forlag, Copenhagen.

Poulsen, S.B., Jensen, L.F., Schulz, C., Deacon, M., Meyer, K.E., Jager-Kleinicke, T., Schwarten H. og Svendsen, J.C., 2012. Ontogenetic differentiation of swimming performance and behaviour in relation to habitat availability in the endangered North Sea houting (*Coregonus oxyrinchus*). *Aquat. Living Resour.* 25: 241–249. doi:10.1051/alr/2002019.

Rasmussen, K. 1979. Udbredelse og fødevalg hos brakvandshelten, *Coregonus lavaretus* (L.), i Nissum Fjord. Meddelelser fra Ferskvandsfiskerilaboratoriet 1/79. Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser.

Rasmussen P.C., 2004, Opvækstområder for snæbel i Vidå og Ribe Å. Ribe, The County of Sønderjylland, The County of Ribe and Forest and Nature Agency (in Danish).

Reist JD, Bond WA. 1988. Life history characteristics of migratory coregonids of the lower Mackenzie River, Northwest Territories, Canada. *Finnish Fishery Research* 9:133–144.

Skurdal, J., Bleken, E. & Stenseth, N.C. 1985. Cannibalism in whitefish (*Coregonus lavaretus*). *Oecologia* 67: 566–571.

Svendsen J. C.; Aarestrup, K.; Hertz, M.; Thomsen, S. N.; Rognon, P. C. B & Jensen, L. F.: 2016. Konflikten mellem skarv og den udryddelsestruede snæbel. DTU, <https://www.fiskepleje.dk/nyheder/2016/04/konflikt-mellem-skarv-og-snaebel?id=8eef00f1-f20b-442c-90a4-c5b9c575d7d3> (19-02-2020)

Svendsen, J.C. Alstrup, A.K.O., Jensen, L.F., 2018. Save a North Sea fish from becoming museum piece. *Nature* 556, 174.

Svendsen, J.C., Alstrup, A.K.O., and Jensen, L.F. 2018. World Heritage Site fish faces extinction. *Nature*, 556(7700): 174. doi:10.1038/d41586-018-04170-9.

Thomsen D.S., 2003, Udvikling af saltvandstolerance hos snæblen (*Coregonus oxyrinchus*) (Master's thesis). Aarhus, Institute of Biology, University of Southern Denmark (in Danish).

Vonlanthen, P., Bittner, D., Hudson, A.G., Young, K.A., Müller, R., Lundsgaard-Hansen, B., Roy, D., Di Piazza, S., Largiader C.R. & Seehausen O. 2012. Eutrophication causes speciation reversal in whitefish adaptive radiations. *Nature* volume 482, pages357–362.

Wiberg-Larsen, P, 2012, Teknisk anvisning V11, Artsovervågning af snæbel (*Coregonus oxyrinchus*), DCE.

## 15 Bred vandkalv

*Dytiscus latissimus*

Af Morten Strandberg

**Figur 15.1.** Bred vandkalv  
(foto: Edmund Reitter, Wikimedia  
Commons)



### 15.1 Status

Bred vandkalv er en vandlevende bille der lever i næringsfattige søer og vandhuller. Den er gået meget tilbage i Danmark og også i det meste af Europa. Den primære årsag er dræning og vandindvinding som har reduceret antallet af søer og vandhuller. Derudover har næringsstofftilførsel og øget tilgroning yderligere påvirket de tilbageværende søer. Både den voksne bille og larven er rovdyr, hvor den voksne kan leve af flere arter af byttedyr, så er larvens primære føde vårfluelarver. Hvor fødegrundlaget i form af vårfluelarver er gået tilbage, vil bred vandkalv også gå tilbage, da færre af dens larver vil finde føde nok til at kunne gennemgå de tre larvestadier fra klækning til forpupning.

Bred vandkalv er en god flyver, hvilket fund af arten langt fra kendte levesteder viser. Det vil sige at den har potentiale til at blive mere udbredt. Derfor er det formentlig mere mangel på egnede levesteder end artens spredningsevne der begrænser dens udbredelse.

Bred vandkalv overvåges i det nuværende overvågningsprogram ved anvendelse af ketsjer og fælder med lokkemiddel. Genetiske markører hvor eDNA anvendes til at indikere om arten er til stede eller ej på et givent levested, er en metode, som er under udvikling i flere lande og allerede er blevet anvendt i Danmark. Da bestanden af bred vandkalv sandsynligvis kan svinge meget mellem år på det enkelte levested, kan fysisk påvisning af larver og voksne være usikker, og derfor er genetiske metoder et godt alternativ når der er tilstrækkeligt med DNA til stede i prøverne.

Bred vandkalv er truet af mangel på egnede levesteder, eutrofiering, dræning og tørkeperioder som er en sandsynlig konsekvens af klimaændringer. Derfor

er tiltag der kan modvirke eller ophæve disse påvirkninger fordelagtige for bred vandkalv. Sådanne tiltag er genskabelse af tilgroede tørvegrave og vandhuller, ved at stoppe dræn som både kan medføre udtørring og tilførsel af okker og næringsstoffer. Ved at starte i nærheden af kendte bestande, kan man sikre disse, og forhåbentlig kan de så fungere som udgangspunkt for yderligere spredning.

## 15.2 Levevis

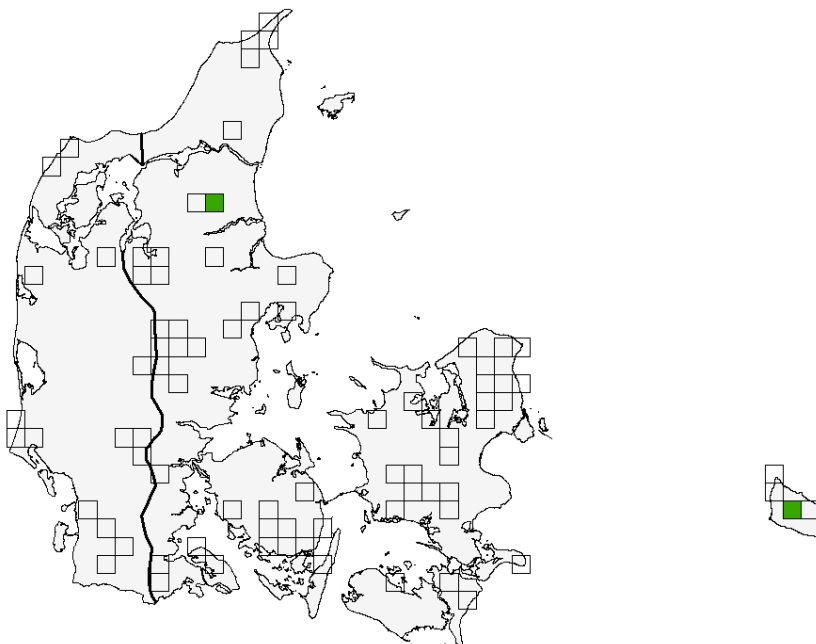
Den voksne er, med sine 44 mm i længden, den største europæiske art af vandkalv. Den voksne lever af vandlevende insektlarver, haletudser og fiskeyngel. Efter overvintring lægges æggene over en periode der strækker sig fra cirka marts til og med juni (Holmen 2018). Egnede steder til at lægge æg er ved lave vanddybder (0,2 til 1,0 m) med læ og soleksponering. Æggene lægges i stængler af arter som engkabbeleje *Caltha palustris*, bukkeblad *Menyanthes trifoliata*, nikkende star *Carex acuta*, knippestar *Carex pseudocyperus*, og næbstar *C. rostrata* (Holmen 2018; Vahrusevs & Kalnins 2013; Vahrusevs 2015). Det tager ca. 2 måneder før æggene klækker og første larvestadie kommer frem. Herefter gennemgår larven af bred vandkalv tre larvestadier før forpupning og forvandling til voksen. Første og andet larvestadie er afhængig af tilstrækkeligt med husbyggende vårfluelarver, mens tredje stadium godt kan leve af andet bytte (Scholten et al. 2018). Den foretrækker dog også i dette stadie vårfluelarver (Johansson & Nilsson 1992). I slutningen af tredje larvestadium kravler larven på land for at forpuppe sig i et overfladisk kammer som den selv graver i jord eller i planterester nær vandet. Efter ca. 2 uger er forvandlingen til voksen færdig og den voksne vandkalv kommer ud af puppekammeret (Holmen 2018; Scholten et al. 2018).

### Levested gennem hele livscyklus for alle livsstadier.

Bred vandkalv lever i små og store søer. Som regel ligger søerne godt beskyttet i større naturområder som fx skove, næringsfattige moser og i tørvegrave i udgravede højmoser (Holmen 2018). Søerne er forholdsvis næringsfattige med klart eller let brunligt vand og i det mindste delvis med bredder der ikke er træbevoksede. I vandet langs bredden findes solrige, åbne bevoksninger af sumpplanter. For eksempel med en bræmme af næbstar *Carex rostrata*, almindelig sumpstrå *Eleocharis palustris* og bukkeblad *Menyanthes trifoliata* (Vahrusevs & Kalnins 2013). Oftest er betydelige dele af søens vandmasse ikke opfyldt af tæt plantevækst (Holmen 2018) eller der er åbne områder med vand mellem vandplanterne (Vahrusevs & Kalnins 2013).

## 15.3 Udbredelse

**Figur 15.2.** Forekomst og udbredelse af bred vandkalv i kvadrater på 10x10 km<sup>2</sup> ved den nationale overvågning i 2004-2021. Grøn firkant angiver kvadrat med fund af arten, og åben firkant angiver undersøgt kvadrat uden fund. Grænsen mellem den atlantiske og den kontinentale biogeografiske region er vist på kortet med en sort streg.



### Spredningsevne:

Arten findes i flere søer i Almindingen på Bornholm og der er over årene gjort nogle få fund i Mossø i Rold Skov, hvor den måske endnu er til stede. Den er således senest angivet fra Mossø i 2012. En vandprøvetagning i 2016 efter artens eDNA i søen kunne ikke påvise arten, hvilket dog ikke betyder at den ikke fortsat kan være der (Hesselsøe, 2022). Arten er tidligere fundet i Bundløs Sø ved Silkeborg. Her blev der foretaget vandprøvetagning i 2016 med henblik på analyse for artens DNA. Analysen blev karakteriseret som måske positiv, men kunne ikke med sikkerhed påvise artens tilstedeværelse (Larsen & Hesselsøe, 2017). Der er gjort enkeltfund af tilflyvende voksne tilfældige steder i Danmark fx i havedamme og andre ikke primære habitater (arter.dk), langt fra de to kendte levesteder. Dette viser at den kan sprede sig flere kilometer, og at der kan være levesteder som ikke er kendt. Det er dog også muligt at sådanne sporadiske fund også kan stamme fra tilflyvere fra Sverige, hvor der er en stor og livskraftig bestand.

Det er ikke muligt at udtale sig med sikkerhed om artens fremtid i Danmark. Det at arten kun findes to steder i Danmark udgør en risiko for dens fremtid, da et enkelt katastrofalt år kan medføre at arten forsvinder. På den anden side har de voksne en god spredningsevne, og dette sammenholdt med de tiltag der sker for at skabe mere natur både ved at indføre helårsgræsning og ved at stoppe dræning, kan gøre at der opstår egnede levesteder i nye områder, som bred vandkalv med tiden kan indtage. Derudover er det vigtigt med tiltag der sikrer dens habitater i de to områder hvor den stadig findes og også gerne øger mængden af levesteder, fx ved at oprense tilgroede vandhuller (Bell & Pedersen 2016).

## 15.4 Registrerings- og overvågningsmetodikker

I Holland anbefaler man en type flydende netrusser, der også anvendes til fangst af paddler. Disse russer sikrer at de dyr der går i rusen har mulighed for at ånde i den øvre del af rusen (Cuppen et al. 2006). Derudover anvendes der ligesom i Danmark flydende flaskefælder udstyret med et stykke kyllingelever eller lignende.

Det har vist sig at arten kan gemme sig på en lokalitet i mange år uden at blive opdaget. I Holland blev den genfundet i et vandhul i 2005 efter sidst at være fundet i 1967 (van Dijk 2006). Det viser, at det i nogle tilfælde kræver grundig eftersøgning for at konstatere, om arten er til stede på en given lokalitet. Dette skyldes både at den kan være vanskelig at fange og at bestanden i det enkelte levested kan variere meget mellem år. Fangst – genfangst forsøg med mærkede dyr viste, at den på denne måde estimerede bestand, varierede med 85% mellem to undersøgelser med seks års mellemrum (Nijssen et al 2022). Det er sandsynligt at genetiske metoder kan være nyttige til at undersøge om en art som bred vandkalv findes et givent sted. Det er således blevet vurderet, at eDNA fra vandprøver indsamlet i bestemte områder og bestemte steder i vandsøjlen potentielt kan benyttes som screeningsværktøj for bred vandkalv. Før metoden er klar til brug skal den udvikles og optimeres samt verificeres før implementering i overvågningsprogrammet (Andersen og Therkildsen, 2020). I Holland pågår der ligeledes tiltag med henblik på at monitere ved hjælp af artens DNA (Bijkerk et al. 2013; Nijssen et al. 2022).

## 15.5 Trusler mod arten

Grundvandsindvinding og dræning af søer og vådområder for at skabe mere jord til skovbrug og landbrug, og plads til nye boligområder har medført at antallet af egnede levesteder er blevet kraftigt begrænset. Udledning af forsurende svovlforbindelser op gennem størstedelen af forrige århundrede har i en periode forsuret de næringsfattige søer, så de blev uegnede som levesteder for bred vandkalv og mange andre organismer. Næringsstofforurening fra intensivt landbrug har medført, at mange af de tilbageværende levesteder er blevet uegnede. Endelig har en ændret struktur i landbrug gjort at mange levesteder bliver udsat for tilgroning af bredzonen da de græssende dyr i høj grad er blevet stald dyr (Cuppen et al 2006; EIONET 2012; Foster & Bilton 2014). Fødebegrænsning er også en trussel, særligt for larverne, som er afhængige af et stort indtag af vårfluelarver for at opnå den nødvendige størrelse på de to måneder der går fra klækning til forpupning (Scholten et al 2018). Blandt fremtidige trusler nævnes ud over de af de ovennævnte som stadig er gældende, blandt andet invasive arter (EIONET 2012). I Frankrig forsvandt 98 % af arterne af akvatiske biller fra deres habitat i forbindelse med introduktion af den invasive art Louisiana-flodkrebs *Procambarus clarkii*, (Bameul 2013). Dette skyldes formentlig både at krebsen æder larverne af vandkalven, men lige så meget at de æder de vårfluer, som er den primære føde for bred vandkalvs larver. Det er sandsynligt at udsættninger af den hjemmehørende flodkrebs og/eller den invasive signalkrebs også vil kunne påvirke fødegrundlaget for bred vandkalvs larver. Det er dog ulovligt at udsætte signalkrebs. Udsætning af fisk vil ligeledes kunne påvirke arten, da den ikke trives med stor tæthed af fisk.

Derudover er klimaændringer med flere på hinanden følgende tørre somre en trussel da det kan føre til hel eller delvis udtørring af dens levesteder. Dette kan både påvirke arten direkte ved at der bliver færre levesteder, men også indirekte via påvirkning af vandkvaliteten og/eller mængden af vårfluelarver (Nijssen et al 2022).



## 15.6 Generelle og specifikke forvaltningstiltag

LIFE projektet Raised Bogs in Denmark (<http://www.raisedbogsindemark.dk/>) som løber fra 2015 til udgangen af 2023 har blandt andet som formål at forbedre forholdene for Bilag IV-arterne bred vandkalv, skivevandkalv og stor kærguldsmed. I Rold Skov er der mange nedbrudte og skovbevoksede højmoser, hvilket skyldes tidligere tiders dræning og tilplantning. De tiltag der er valgt, for at forbedre forholdene for bred vandkalv, er rydning af uønsket opvækst og en hævning af vandstanden. Træerne fjernes, fordi de skygger for væksten af sphagnum og andre højmoserplanter, ligesom de bidrager til en øget fordampning og dermed udtørring af moserne. Den hævede vandstand skal bevirke, at sphagnum igen kan trives og vokse i moserne. Særligt i områder med sur jordbund bidrager hævet vandstande også til at stoppe iltningen af pyrit og den deraf følgende forurening med jernforbindelser, som er skadelig for livet i vand. Derudover skal projektet skabe bedre levesteder for Bred Vandkalv, en truet art, der er en del udpegningsgrundlaget for Rold Skov, hvorfor tre søer vil få ryddet opvækst af træer omkring søen og få hævet vandstanden. De tre søer ligger i nærheden af Mossø, der er det nuværende levested for bred vandkalv i Rold Skov (Bell og Pedersen 2016). Tilsvarende har EU-LIFE-projektet SemiAquaticLife som et af sine formål at forbedre forholdene for bred vandkalv, lys skivevandkalv *Graphoderus bilineatus*, grøn mosaikguldsmed *Aeshna viridis* og stor kærguldsmed *Leucorrhinia pectoralis* i Almindingen (SemiAquaticLife 2022). Dette sker både ved at grave nye vandhuller nær de eksisterende levesteder og ved at forbedre forholdene i eksisterende søer. Der kan dog gå seks år før der sker en eventuel kolonisering af ny gravede søer (Amphi International Aps 2021).

Mere specifikt kan man beskytte de to aktuelle populationer mod forstyrrelse ved at begrænse mennesker og dyrs færdsel langs bredzonen i den periode og i de områder hvor forpupningen, der sker på land, finder sted.

## 15.7 Andre forhold relevante for forvaltningstiltag

I Letland er det lykkedes at holde bred vandkalv i kultur i alle livsstadier. Formålet har været at lære bred vandkalvs yngle og fødebiologi bedre at kende (Vahrusevs 2012-2015; Vahrusevs & Kalnins 2013). På sigt er det muligt, at studier af denne type både kan hjælpe ved at der opnås et bedre kendskab til bred vandkalvs behov i alle livsstadier, og at der kan opdrættes bred vandkalv til udsætning i naturen.

Lukning af dræn, oprensning af vandhuller i egnede områder og fjernelse af opvækst langs bredzonen vil være til gavn for andre arter en bred vandkalv, deriblandt stor kærguldsmed og lys skive vandkalv. Fjernelse af krebseklo *Stratiotes aloides* fra vandhuller, der er overdækkede af denne art, kan medføre, at grøn mosaikguldsmed påvirkes negativt, da denne art overvejende lægger sine æg på krebseklo.

## 15.8 Referencer

Amphi International Aps (2021) Monitoring of the impact of project actions: invertebrates in Denmark. <http://www.semiaquaticlife.se/wp-content/uploads/2020/10/22.-D2-Monitoring-of-invertebrates-after-concrete-actions-DK.pdf>

Andersen, L.W. & Therkildsen, O.R. (2020) Overvågning af bilag II- og IV-arter baseret på eDNA – muligheder og begrænsninger. Aarhus Universitet, DCE –

Nationalt Center for Miljø og Energi, 74 s. - Videnskabelig rapport nr. 367.  
<http://dce2.au.dk/pub/SR367.pdf>

Bameul, F. (2013) Disparition de *Graphoderus bilineatus* (Degeer, 1774) (Coleoptera, Dytiscidae) des marais de la Perge causée par l'Écrevisse américaine à pattes rouges. Bulletin de la Société entomologique de France 118: 133–136.

Bell, N.J. & Pedersen, C.L. (2016) Eftersøgning af bred vandkalv (*Dytiscus latissimus*) i Rebild Kommune. <http://www.raisedbogsindenmark.dk/images/PDF/RoldSkov/Eftersogning-af-Bred-Vandkalv-i-Rebild-Kommune.pdf>

Bijkerk, R., Patberg, W., Wallaart, E. & Warmink, J. (2013) De toepassing van eDNA in de monitoring van waterorganismen Hoe ver zijn we en wat moeten we nog weten? STOWA 2013-24.

Cuppen, J.G.M. van Dijk, G. Koese, B. & Vorst, O. (2006) De brede geelgerande waterroofkever *Dytiscus latissimus* in Zuidwest-Drenthe. European Invertebrate Survey - Nederland, Leiden.

Hesselsøe, M. (2022) Personlig kommentar baseret på Forskningsprojektet: "DNA Kit for tracking of aquatic biodiversity 2012-2015". Finansieret af Amphi Consult v/Martin Hesselsøe ApS, Eurofins Miljø ApS, København Universitet og Højteknologifonden (Grant: 104-2012-1).

Holmen, M. (2018) Bred vandkalv (*Dytiscus latissimus*) Forekomst i habitatområder 1995-2018. Miljøstyrelsen juni 2018. <https://mst.dk/media/183335/bred-vandkalv.pdf>

Johansson, A. & Nilsson, A.N. (1992) *Dytiscus latissimus* and *D. circumcinctus* (Coleoptera, Dytiscidae) larvae as predators on three case-making caddis larvae. Hydrobiologica 248, 201-213.

Larsen, M. & Hesselsøe, M. (2017) Eftersøgning af lys skivevandkalv og bred vandkalv i Bundløs Sø. Notat til Silkeborg Kommune fra Amphi Consult.

Nijssen, M., Brouwer, J. & van Kleef, H. (2022) Hoe zeldzaam is de brede geelgerande waterroofkever in Nederland? <https://www.naturetoday.com/intl/nl/nature-reports/message/?msg=29684>

Raised bogs in Denmark (uden år) <http://www.raisedbogsindenmark.dk/>

SemiAquaticLife (2022) SemiAquaticLife - "Recreating habitat complexity for semi-aquatic fauna". <http://www.semiaquaticlife.se/en/semiaquaticlife-2/>

Vahrusevs, V. (2015) *Dytiscus latissimus* breeding.  
[https://www.youtube.com/watch?v=\\_0bhF8zIH4c](https://www.youtube.com/watch?v=_0bhF8zIH4c)

Vahrusevs, V. & Kalnins, M. (2013) Broadest Diver *Dytiscus latissimus* Linnaeus, 1758 (Coleoptera: Dytiscidae) in the Baltic States: a rare or little known species. Zoology and Ecology 3 (3),  
<https://doi.org/10.1080/21658005.2013.811906>

van Dijk, G. (2006) De brede geelgerande waterroofkever *Dytiscus latissimus* na 38 jaar weer in Nederland opgedoken (Coleoptera: Dytiscidae). Nederlandse Faunistische Mededelingen, 24, 1–6.

## 16 Lys skivevandkalv

### *Graphoderus bilineatus*

Af Morten Strandberg

**Figur 16.1.** Lys skivevandkalv (foto: Wikimedia Commons) *Graphoderus bilineatus* collected in NE Slovenia and photographed in an improvised aquarium. Leg. & det. Špela Ambrožič. [https://commons.wikimedia.org/wiki/Category:Graphoderus\\_bilineatus#/media/File:Graphoderus\\_bilineatus\\_SLO.jpg](https://commons.wikimedia.org/wiki/Category:Graphoderus_bilineatus#/media/File:Graphoderus_bilineatus_SLO.jpg).



### 16.1 Status

Lys skivevandkalv er en akvatisk bille der lever i næringsfattige vandhuller og søer med stillestående vand. Dens har haft en markant tilbagegang i antallet af levesteder inden for de sidste 100 år. Aktuelt findes den fem steder i Danmark, med de mest robuste bestande på Sjælland og Bornholm. De værste trusler mod arten er; ændringer i de fysiske forhold i de vandhuller den lever i, forurening af overfladevand, høst og brug af akvatiske ressourcer, tilgroning som følge af vegetationens succession både i og omkring dens habitat, ændret skovdyrkningspraksis. Blandt fremtidige trusler kan nævnes invasive arter og hjemmehørende problemarter, samt økosystemændringer potentielt forårsaget af klimaændringer.

Etablering af nye bestande kan ske ved langdistancespredning, hvor de voksne flyver til nye levesteder. Spredningen er i praksis begrænset, selvom den voksne er i stand til at flyve langt, så gør den det sjældent. Derfor vil man mest se kolonisering i nærheden af levesteder hvor arten findes i forvejen. Typisk inden for 1000 m fra kendte levesteder.

Den aktuelle metode til påvisning af lys skivevandkalv er rusefangst og ketsjerfangst. Påvisningen kan gøres mere målrettet ved analyser af vandprøver for eDNA fra lys skivevandkalv fulgt op med ovennævnte fangstmetoder. Sidstnævnte metode er blevet brugt til at finde flere vandhuller med skivevandkalv i Holmegaards Mose. Ligeledes kan metoden bruges som en indikation på om en art stadig findes på en given lokalitet. Det sidste er gjort i Bundløs Sø ved Silkeborg, hvor analyser af eDNA understøttede formodningen om at arten var forsvundet fra lokaliteten.

## 16.2 Levevis

Lys skivevandkalv kan leve i meget forskellige typer af ferskvandsområder, dvs. søer, damme, tørvegrave og kanaler, såvel naturlige som menneskeskabte, endog i længerevarende midlertidige damme. Det vigtigste er, at ingen eller få fisk er til stede, at de er næringsfattige, at der er vandplanter og at der er lys nok, dvs. områder uden skyggende bredvegetation (Cuppen et al. 2006; Iversen & Thomsen 2008; Kolar & Boukal 2020; Turić et al. 2015). Den forekommer ikke i fiskerige søer og heller ikke i søer og damme med høj påvirkning fra intensivt landbrug (Kolar & Boukal 2020; Turić et al. 2021). Både larver og voksne er gode svømmere der forekommer mange steder i dens habitat, både på lavt og dybt vand (Galewski 1975). Både voksne og larver jager overvejende svømmende smådyr i vandsøjlen og sjældent eller slet ikke bytte på bunden eller i sedimentet (Galewski 1975; Cuppen et al 2006).

Lys skivevandkalv kan gennemføre hele sin cyklus i og omkring det samme vandhul, og selv om den er i stand til at flyve langt er det ikke det normale (Iversen et al., 2017). Det er derfor vigtigt, at de nødvendige forhold for artens livscyklus er til stede i og omkring det ferskvandshabitat der er dens primære levested.

Æggene lægges i smågrupper i hule plantestængler der rager op over vandoverfladen (Holmen 2018). Udviklingen fra æg til voksen varer knapt et par måneder. Udviklingen forløber i perioden fra starten af maj til starten af oktober, idet tidspunktet for æglægning kan variere betydeligt både lokalt og fra år til år (Holmen 2018).

Lys skivevandkalvs larve forpupper sig i planterester på land i en hule, som den selv danner. Huler er bl.a. fundet lidt inde i lag af plantedele nær søbredden. Den voksne bille kommer frem fra puppehulen ca. 3 uger efter, at larven gik på land (Holmen 2018). Selve puppestadiet varer ca. halvanden uge. Voksne biller på omtrent to år er kan forekomme, men flertallet dør sikkert tidligere (Holmen 2018). Der er ikke fundet overvintrende voksne, så man ved ikke om de overvintrer på land eller under vandet (Cuppen et al. 2006).

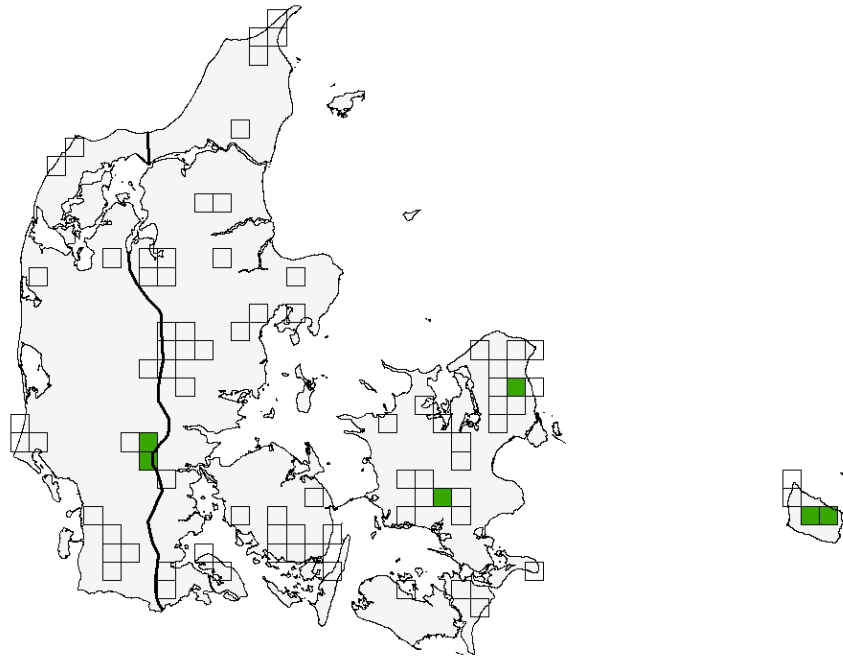
### **Levested gennem hele livscyklus for alle livsstadier.**

Levestedet er forskellige typer af stillestående næringsfattige ferske vande med få fisk og lys nok til at der kan vokse planter, som den kan skjule sig i, lægge sine æg i og forpuppe sig i planterester og lignende på bredden (Cuppen et al. 2006; Iversen & Thomsen 2008). Derudover skal der være egnede forhold for dens føde, som typisk er dafnier og andre små pelagiske smådyr (Cuppen et al. 2006; Galewski 1975).

## 16.3 Udbredelse

Den nuværende udbredelse af skivevandkalv er begrænset til 6 kvadrater i Danmark (EIONET 2012; Fredshavn et al 2019) (Figur 16.2).

**Figur 16.2.** Forekomst og udbredelse af lys skivevandkalv i kvadrater på 10x10 km<sup>2</sup> ved den nationale overvågning i perioden 2004-2021. Grøn firkant angiver kvadrat med fund af arten, og åben firkant angiver undersøgt kvadrat uden fund. Grænsen mellem den atlantiske og den kontinentale biogeografiske region er vist på kortet med en sort streg.



### Spredningsevne

Lys skivevandkalv har en begrænset spredning på trods af, at den fysisk er i stand til at flyve langt. Undersøgelser indikerer at årsagen til artens begrænsede spredning er, at den hovedsagelig flyver i stressede situationer umiddelbart efter klækning (Iversen et al 2017). Derfor er det en fordel for arter med begrænset spredningsevne at de damme og moser de kan sprede sig til ligger i grupper med maksimalt 1 km's afstand i mellem (Liao et al 2022). Det er ikke muligt at sige noget præcist om den fremtidige udbredelse, ud over at en forudsætning for at arten har en fremtid i Danmark er at de eksisterende levesteder forvaltes så de møder artens krav. Muligheden for en forøget fremtidig udbredelse afhænger af om der kan skabes større sammenhængende områder med de rette forhold for arten.

## 16.4 Registrerings- og overvågningsmetodikker

Den nuværende overvågning er ekstensiv, dvs. forekomsten af arterne registreres, og dette foregår på lokaliteter, hvor forekomsten er kendt fra tidligere overvågninger efter 1998, samt på nye lokaliteter med egnede forhold, hvor arten potentielt kan forekomme. Ved overvågningen registreres hvilke 10x10 UTM-kvadrater, der er positive for arterne, hvilke de er forsvundet fra, og hvilke de er indvandret til. Den mest effektive målrettede metode til påvisningen er rusefangst og fangst med ketsjer i henholdsvis maj og september (Søgaard & Holmen 2017). Både i Danmark og i udlandet anvendes der ruser til fangst. Rusen er en modificeret plastikflaske udstyret med et stykke lever som lokkemiddel (Kalnins 2006; Koede & Cuppen 2006; Søgaard & Holmen 2017).

Vandprøver fra søer med egnede forhold for lys skivevandkalv er blevet undersøgt for forekomst af lys skivevandkalv ved hjælp af genetiske metoder. Det vurderes, at eDNA fra vandprøver indsamlet i bestemte områder og bestemte steder i vandsøjlen potentielt kan benyttes som screeningsværktøj for lys skivevandkalv. Metoden skal udvikles og optimeres samt verificeres før implementering i overvågningsprogrammet (Andersen og Therkildsen, 2020). Aktuelt kan metoden ikke estimere populationsstørrelsen (Andersen og Therkildsen 2020). Metoden er tidligere blevet anvendt i blandt andet

Bundløs Sø og Holmegårds Mose (Holmen 2018). Undersøgelser viste, at arten sandsynligvis ikke længere findes i Bundløs Sø, medens metoden har bekræftet kendte fund og indikeret artens forekomst i nye områder i Holmegårds Mose, hvorefter at ketcher-undersøgelser har bekræftet det sidste (Holmen 2018).

Eftersøgning i og i nærheden af tidligere kendte levesteder er en vigtig metode til at finde og genfinde arten. Et eksempel på dette er at lys skivevandkalv blev genfundet i et hedekær i Bayern 26 år efter den sidste rapportering fra området (Hendrich et al., 2011).

## 16.5 Trusler mod arten

Lys skivevandkalv er gået meget tilbage fra sidste halvdel af forrige århundrede i store dele af Europa inklusive Danmark. Det skyldes flere forskellige forhold, der som fælles årsag har menneskets behov for ressourcer i form af plads, mad, transport og boliger. Grundvandsindvindning og dræning af søer og vådområder for at skabe mere jord til landbruget og plads til nye boligområder har medført at antallet af egnede levesteder er blevet kraftigt begrænset, udledning af forsurende svovlforbindelser op gennem størstedelen af forrige århundrede har i en periode forsuret de næringsfattige søer, så de blev uegnede som levesteder for lys skivevandkalv og mange andre organismer, næringsstofforurening fra intensivt landbrug har medført, at mange af de tilbageværende levesteder blev uegnede, og endelig har en ændret struktur i landbrug gjort at mange levesteder bliver udsat for tilgroning af bredzonen da de græssende dyr i høj grad er blevet stalddyr (Cuppen et al 2006; EIONET 2012; Foster & Bilton 2014). Blandt fremtidige trusler nævnes, ud over de af de ovennævnte som stadig er gældende, blandt andet invasive arter (EIONET 2012). I Frankrig forsvandt således 98 % af arterne af den akvatiske billefauna fra deres habitat i forbindelse med introduktion af den invasive art Louisianaflodkrebs *Procambarus clarkii*, deriblandt lys skivevandkalv (Bameul 2013). Det er sandsynligt at udsætninger af den hjemmehørende flodkrebs og/eller den invasive signalkrebs vil kunne påvirke lys skivevandkalvs ynglesucces ved prædation på dens larver. Det skal bemærkes at det er ulovligt at udsætte signalkrebs. Udsætning af fisk vil ligeledes kunne påvirke arten, da den ikke trives med stor tæthed af fisk.

## 16.6 Generelle og specifikke forvaltningstiltag

I forbindelse med vurdering af eksisterende og potentielle levesteder med det formål at forbedre vilkårene for lys skivevandkalv, er der overvejelser om enten at opformere lys skivevandkalv eller at importere den fra levedygtige svenske bestande (Holmen 2016). Spørgsmålet vedrørende opformering er, om artens ynglebologi er godt nok kendt til at dette kan gøres med succes. Der er udviklet akvarier hvori kulturer af bred vandkalv *Dytiscus latissimus* kan holdes i en reproducerende kultur, men der er stadig et stykke vej til at det kan fungere til masseopformering (Vahrushev 2011). Noget lignende gælder formentlig for lys skivevandkalv. Fangst, indførelse og udsætning af individer fra Sverige vil dog forudsætte godkendelse fra både svenske og danske myndigheder (Holmen 2016), men burde være en attraktiv mulighed, hvor der eksisterer eller genskabes gunstige levevilkår for lys skivevandkalv. Der er i øvrigt ikke fundet dokumentation for effekter af projekter der har som mål at forbedre artens levevilkår. Dette skyldes måske at responsen på forvaltningstiltag tager tid, og at arten er vanskelig at opdage.



### Andre forhold relevante for forvaltningstiltag

I Almindingen på Bornholm forekommer grøn mosaikguldsmed *Aeshna viridis* sammen med Lys skivevandkalv og bred vandkalv *Dytiscus latissimus*. Grøn mosaikguldsmed lægger stort set kun æg på krebseklo, som den derfor er afhængig af. I Bastemosen var forekomsten af krebseklo i 2008 så stor at det var negativt for de to arter af vandkalv, særligt bred vandkalv som i højere grad kræver åbent vand (Iversen og Thomsen 2008).

Undersøgelser med henblik på at forbedre forholdene for skivevandkalv i Vaserne i Nordsjælland har i flere tilfælde foreslået udvidelser af kendte og potentielle levesteder ved afgravning (Holmen 2016). I den forbindelse er indgrebets påvirkning af stor kærguldsmed *Leucorrhinia pectoralis* også blevet vurderet, og i alle tilfælde vurderes det at de pågældende indgreb vil være positivt for stor kærguldsmed (Holmen 2016). Ligeledes vurderes indgrebene at være positive for bred vandkalv *Dytiscus latissimus*.

## 16.7 Referencer

Andersen, L.W. & Therkildsen, O.R. (2020) Overvågning af bilag II- og IV-arter baseret på eDNA – muligheder og begrænsninger. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 74 s. - Videnskabelig rapport nr. 367 <http://dce2.au.dk/pub/SR367.pdf>

Bameul, F. (2013) Disparition de *Graphoderus bilineatus* (Degeer, 1774) (Coleoptera, Dytiscidae) des marais de la Perge causée par l'Écrevisse américaine à pattes rouges. Bulletin de la Société entomologique de France 118: 133–136.

Cuppen, J., Koese, B. & Sierdsema, H. (2006) Distribution and habitat of *Graphoderus bilineatus* in The Netherlands (Coleoptera: Dytiscidae). Nederlandse Faunistische Mededelingen, 24, 29–40.

EIONET (2012) *Graphoderus bilineatus*. European Environment Agency, 1–9. <https://bd.eionet.europa.eu/article17/reports2012/species/summary/?group=Arthropods&period=3&subject=Graphoderus+bilineatus>

Foster, G. & Bilton, D.T. (2014) The Conservation of Predaceous Diving Beetles: Knowns, Unknowns and Anecdotes. In: Ecology, Systematics, and the Natural History of Predaceous Diving Beetles (Coleoptera: Dytiscidae) (pp.437-462).

Fredshavn, J., Nygaard, B., Rasmus Ejrnæs, R., Damgaard, C., Therkildsen, O.R., Elmeros, M., Johansson, L.S., Alnøe, A.B., Dahl, K., Nielsen, E.H., Pedersen, H.B., Sveegaard, S., Galatius, A. & Teilmann, J. (2019) Bevaringsstatus for naturtyper og arter Oversigt over Danmarks Artikel 17-rapportering til habitatdirektivet 2019. Notat fra DCE, 6. september 2019, 10 s. [https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater\\_2019/Bevaringsstatus\\_naturtyper\\_arter.pdf](https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2019/Bevaringsstatus_naturtyper_arter.pdf)

Galewski, K. (1975) Descriptions of the unknown larvae of the genus *Hydaticus* Leach and *Graphoderus* Dejean (Coleoptera, Dytiscidae) with some data of their biology. Annales Zoologici, 32, 249–268.

Hendrich, L., Faille, A., Hawlitschek, O. & Taenzler, R. (2011) Wiederfund des Schwimmkäfers *Graphoderus bilineatus* (DeGeer, 1774) nach über 25 Jahren in



- Bayern (*Coleoptera: Dytiscidae*). Nachrichtenblatt der Bayerischen Entomologen, 60, 59–65.
- Holmen, M. (2016) Forundersøgelse for lys skivevandkalv (*Graphoderus bilineatus*) i N139 Øvre Mølleådal. Rapport fra Natur360 til Furesø Kommune.
- Holmen, M. (2018) Lys skivevandkalv (*Graphoderus bilineatus*) Forekomst i habitatområder 1995-2018. Miljøstyrelsen 2018. <https://mst.dk/media/183336/lys-skivevandkalv.pdf>
- Iversen, L.L., Rannap, R., Briggs, L. & Sand-Jensen, K. (2017) Time-restricted flight ability influences dispersal and colonization rates in a group of freshwater beetles. *Ecology and Evolution*. 7(3), 824–830.
- Iversen, L. & Thomsen, P.F. (2008) Bred vandkalv *Dytiscus latissimus* og lys skivevandkalv *Graphoderus bilineatus* i Almindingen, Bornholm. Biologisk Institut Københavns Universitet. [https://www.entoweb.dk/def/diverse/dl\\_4.pdf](https://www.entoweb.dk/def/diverse/dl_4.pdf)
- Kalnins, M. (2006) Protected aquatic insects of Latvia – *Graphoderus bilineatus* (Degeer, 1774) (*Coleoptera: Dytiscidae*). - *Latvijas entomologs*, 43, 132-137.
- Koese, B. & Cuppen, J.G.M. (2006) Sampling methods for *Graphoderus bilineatus* (*Coleoptera: Dytiscidae*). *nederlandse faunistische mededelingen* 24, 41-47.
- Kolar, V. & Boukal, D.S. (2020) Habitat preferences of the endangered diving beetle *Graphoderus bilineatus*: implications for conservation management. *Insect Conservation and Diversity* doi: 10.1111/icad.12433.
- Liao, W., Wenn, S. & Niemelä, J. (2022) Diving beetle (*Coleoptera: Dytiscidae*) community dissimilarity reveals how low landscape connectivity restricts the ecological value of urban ponds. *Landscape Ecology* 37, 1049–1058.
- Søgaard, B. & Holmen, M. (2017) Overvågning af bred vandkalv, *Dytiscus latissimus* og lys skivevandkalv, *Graphoderus bilineatus*. Teknisk anvisning til ekstensiv overvågning fra DCE's Fagdata-center for Biodiversitet og Terrestrisk natur; Nr. A05, Ver.3. Revideret 08.04.2017. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 2017. 16 s.
- Turić, N., Temunović, M., Szivák, I., Herczeg, R., Vignjević, G. & Zoltán Csabai, Z. (2021) Importance of foodplains for water beetle diversity: a crucial habitat for the endangered beetle *Graphoderus bilineatus* in Southeastern Europe. *Biodiversity and Conservation* (2021) 30:1781–1801 <https://doi.org/10.1007/s10531-021-02168-w>
- Vahrushev, V. (2011) Technological aspects of keeping *Dytiscus latissimus* Linnaeus, 1758 (*Coleoptera: Dytiscidae*) in laboratory conditions. *Acta Biol. Univ. Daugavp.* 11 (2), 201-218.

## 17 Eremit

*Osmoderma eremita*

Af Morten Strandberg

**Figur 17.1.** Hun af eremit (Foto: Magne Flåten, Wikimedia Commons).



### 17.1 Status

Eremit er en varmekrævende art der lever af vedsmuld i ældre hule træer. Den er blevet stadigt mere sjælden som følge af at dens levested bliver sjældnere, således at den får svært ved at finde nye levesteder i takt med at de træer den lever i går til. Aktuelt er den kun kendt fra Lolland og Sjælland. I alt 10 steder i Danmark, med tilsammen omkring 60 træer der huser arten. Trusler på dens levesteder er at dens habitat forsvinder uden at der er tilstrækkeligt med erstatningstræer. Derudover sker der tilgroning omkring de træer den lever i. Det betyder at træerne bliver skygget og dermed for kølige til at bevare optimale forhold for larvens udvikling. Samtidig er den voksne billes spredningsevne under normale omstændigheder begrænset til 500 m, hvilket gør det vanskeligt for arten at etablere nye levesteder, da disse i et fragmenteret landskab som det danske ofte er for langt væk til at de bliver fundet. Der er en række forskellige metoder til overvågning, som ved en systematisk anvendelse måske kunne finde flere levesteder. Blandt disse er sporing med anvendelse af hund eller kemisk detektering, tiltrækning med feromoner og dokumentation ved hjælp af eDNA. Den sidste metode er endnu på forskningsniveau. Følgearten jættemælder, som er prædator på eremit, kunne også være en mulighed for at finde

nye steder med eremit. Ved udvælgelse af overvågningsmetoder er det væsentligt at vælge metoder som ikke har en negativ påvirkning af bestande af eremit.

## 17.2 Levevis

Eremit lever i gamle træer med hulheder med henfaldende vedsmuld - formuldningskamre. Det er vist, at de bedste forhold er når der er mindst fire liter vedsmuld som ikke er vådt eller blandet med jord (Chiari et al 2012). Den kan leve i mange arter af løvtræer (i Danmark især i eg, bøg, ask, lind, hestekastanje, el og elm (Søgaard et al 2015)). Det er i en undersøgelse på tværs af Europa (Ranius et al 2005) fundet, at det mere er forekomsten af større formuldningskamre end arten af værtstræ der er afgørende for om eremit er til stede. Ifølge polske undersøgelser af den østlige art af eremit *Osmoderma barnabita* af Oleksa (2009) foretrækker eremit lind, eg, pil, bøg, og er sjældent til stede i ahorn. Den forekommer også i nåltræer, bl.a. er den fundet i fyr og taks i Polen (Oleksa 2009). Danmark er tæt på artens nordgrænse, da larvens udvikling er temperaturbegrænset. Larven tager kun føde til sig når døgnets gennemsnitstemperatur er 13 °C og derover (Maurizi et al. 2017). Dette opnås i Danmark bedst hvor større træer står lysåbent. Under danske forhold må man forvente at larvens udvikling tager mindst tre år. Sverige huser en stor bestand af eremit (Ranius et al. 2005), medens den kun findes et enkelt sted i det sydlige Norge (Flåten & Fjellberg 2008) og ligeledes et enkelt sted i det sydlige Finland, hvor der er tale om den nærtstående art (*Eremita barnabita*) (Landvik et al. 2013). Syd for Danmark er den mere udbredt, og specielt Frankrig huser en stor bestand. Alle steder er den afhængig af gamle træer med hulheder.

Efter parringen i juli eller august lægges de 20-80 æg i hulheder i træer der indeholder mørnet ved eller vedsmuld. Æggene lægges i området mellem det faste ved og det mørnede ved nogle stykker sammen (Maurizi et al 2017). Udviklingen fra æg til klækning afhænger af temperaturen. I Sydeuropa tager det to til tre uger, medens der under danske forhold typisk går tre - fire uger før larverne kommer frem. Typisk kommer der mellem 12 og 18 larver fra ægkammeret. De nyklækkede larver er 6 mm lange, men vokser hurtigt på en blandet kost af nedbrudt ved og trænedbrydende svampe (Maurizi et al 2017).

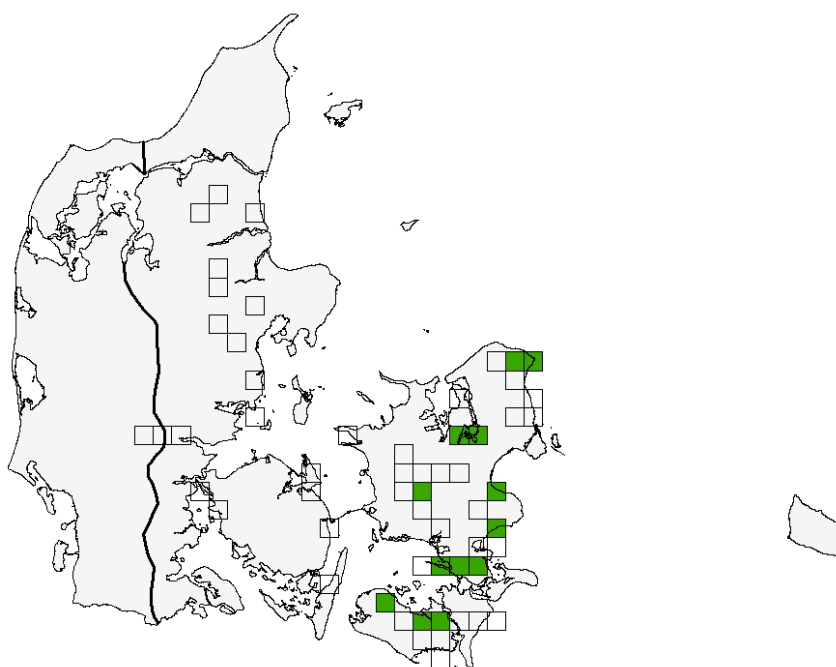
Udvikling fra æg til larve tager omkring 2 - 3 uger. Larvestadiet er langt og tager under danske forhold formentlig 3-4 år. Larven gennemgår i alt 3 larvestadier. De to første i det første år efter klækning, og det sidste starter i sommeren efter klækning. Dette stadium varer, under danske forhold, 2 - 3 år. Herefter forpupper den sig i maj eller juni, og puppestadiet varer ca. en måned. De voksne biller klækker i juni og juli, hvor parring og æglægning sker i løbet af samme sommer. Den bedste mulighed for at observere eremitten er i begyndelsen af august, men det formodes at mange af de voksne biller ikke forlader deres træ. Det betyder, at eremitten kan gennemleve flere generationer i det samme træ. De voksne biller lever i en til tre måneder, og hunnerne lever længst. Hunnerne kan have mere end en parring (Tauzin 2005)

### Levested gennem hele livscyklus for alle livsstadier.

Alle livsstadier kan gennemleves i det samme træ, og det er kun de voksne biller der eventuelt forlader træet og spreder arten til andre egnede træer, hvis sådanne findes.

## 17.3 Udbredelse

**Figur 17.2.** Forekomst og udbredelse af klokkefrø i kvadrater på 10x10 km<sup>2</sup> ved den nationale overvågning i 2004-2021. Grøn firkant angiver kvadrat med fund af arten, og åben firkant angiver undersøgt kvadrat uden fund. Grænsen mellem den atlantiske og den kontinentale biogeografiske region er vist på kortet med en sort streg.



### Spredningsevne

Eremittens spredning er under normale forhold begrænset til nogle få hundrede meter, Fredshavn og Søgaard (2014) har således defineret den til maksimalt 500 m. Undersøgelser fra Sverige og Frankrig har vist spredningsafstande på hhv. 200 og 700 m (se næste afsnit). En stor del af populationen forlader dog ikke det træ de er klækket i, og de der gør, flyver ikke ret langt (Hedin & Ranius 2002). Spredningsafstanden er temperaturafhængig og flyveafstanden stiger med temperaturen, hvorfor flyveafstande målt i Mellem- og Sydeuropa er længere end de flyveafstande man kan forvente under normale danske forhold (Dubois & Vignon 2008; Hedin & Ranius 2002). Hannerne flyver for at finde nye træer med egnede formuldningsskamre. Når et sådant er fundet, tiltrækkes hunnerne af kønsferomonet  $\gamma$ -decalactone, som hanner begynder at danne et par dage efter de forlader puppen (Maurizi et al. 2017).

## 17.4 Registrerings- og overvågningsmetodikker

Den nuværende metode til eftersøgning af eremit, hvor eftersøgningen med en lille skovl og en sigte sker fra stige i op til 6 meters højde i kendte eremittræer og tilsvarende potentielle træer med formuldningsskamre (Søgaard et al 2018) er tidskrævende, og ydermere risikabel når eftersøgningen finder sted i formuldningsskamre i 6 meters højde.

For en mere sikker forvaltning vil det være en fordel at anvende hurtigere og non-destruktive metoder som beskrevet nedenfor.

Hanner af eremit producerer kønsferomonet  $\gamma$ -decalactone, som har en karakteristisk frugtagtig lugt (Larsson et al., 2003). Dette kønshormon bruger hannerne af eremit til at tiltrække hunner. Ulempen ved at anvende feromonlokning er at metoden kan interagere med sjældne arter som eremit, og derved kan deres reproduktion blive påvirket.

Forekomsten af feromonet kan også bruges til at opdage eremitten mere direkte enten ved sporing med hund, som er blevet anvendt med succes (Mosconi et al 2017) eller ved at udtage og analysere luftprøver fra formuldningskamre (Svensson et al 2003). Metoden er non-destruktiv og angiveligt hurtigere og præcisere end andre metoder. Metoden er anvendelig til påvisning af voksne hanner af eremit.

Rovdyret jættesmælder, hvis larver lever af eremitlarver, tiltrækkes af samme kønshormon. Fund af følgearten jættesmælder er en indikation på at der kan forekomme eremit i nærheden, og dermed opfordrer den til eftersøgning af eremit i omgivelserne.

Under svenske forhold har radiosporing vist spredningsafstand på næsten 200 m, hvilket svarede til afstande påvist ved fangst-genfangst undersøgelser (Hedin & Ranius, 2002). I det nordvestlige Frankrig har man overvåget eremittens spredning vha. to metoder. Fangst - genfangst af mærkede dyr viste ikke nogen spredning (Dubois & Vignon 2008), mens radiosporing hvor eremitten udstyres med en lille sender viste en spredning på 700 m. I Italien har man fundet en maksimal spredningsafstand på 1500 med radiosporing (Chiari et al. 2013).

## 17.5 Trusler mod arten

Eremit forekommer i Danmark på elleve lokaliteter på Sjælland og Lolland, heraf er én lokalitet i statsskov, i Teglstrup Hegn, mens de øvrige er beliggende i private skove. Da eremit har en ringe spredningsevne, udgør de kendte lokaliteter isolerede bestande, der næppe er levedygtige på sigt.

Den største overordnede trussel er den forringelse af habitatkvalitet der er sket gennem århundreder. Dette inkluderer fjernelse af ældre døde og døende træer fra skove. Et alternativ til at fjerne ældre og døende træer vil være at sikre dem, ved at topkappe dem over hulheder der fungerer eller kan fungere som ynglekammer for eremit. Derved redder man levestedet, og forlænger muligvis også dets varighed, da tiltaget ofte også vil forøge den periode der går før træet vælter pga. vindpåvirkning. Opvækst af træer omkring større træer med eremit vil påvirke solens adgang til at varme træerne, hvilket vil påvirke en varmekrævende art som eremit negativt.

I rekreative områder kan hensynet til sikkerheden i forbindelse med forekomst af gamle træer, fx i parker og på kirkegårde udgøre en risiko for publikum. Sådanne træer kan blive beskåret eller fjernet til skade for saproxytiske biller og hensynet til publikums sikkerhed kan derfor udgøre en risiko for eremit. I et italiensk studie fra en park i Rom blev det fundet, at 4 ud af 11 træer, der skulle fældes, var levested for eremit (Carpaneto et al 2010). Lignende forhold må formodes at gælde for allétræer, som både kan være gamle og solbeskinnede, men også til fare for trafikken, når de bliver gamle (Oleksa 2009).

En ulempe ved eremittens udsendelse af feromoner er at disse også tjener til at tiltrække eremittens naturlige fjender, fx jættesmælder som ovenfor beskrevet.

## 17.6 Generelle og specifikke forvaltningstiltag

Undersøgelser i Polen med den nærtstående art *Osmoderma barnabita* viste, at trækasser med vedsmuld kan fungere som erstatning for naturlige hulheder i træer (Hilszczanski et al 2014). Dog opsøger eremitten kun sjældent sådanne

kasser Jansson et al. 2009; Hilszczanski et al 2014). For at anvende metoden succesrigt, skal æg og/eller larver ved menneskets hjælp anbringes i vedsmuldet.

Stynede piletræer har i en polsk undersøgelse vist sig at være et værdifuldt habitat for eremit (Romanovsky et al. 2011), idet der i 749 undersøgte piletræer blev fundet 427 formuldningskamre, hvoraf 73 indeholdt larver af eremit. I det omfang tilsvarende stynede piletræer stadig forekommer i Danmark indeholder de sandsynligvis ikke populationer af eremit, men de kunne eventuelt udgøre et egnet habitat for transplantation fra bestande, der er truede, fordi der er for få træer tilbage, til at habitatet er et egnet levested, selv på kort sigt.

### Andre forhold relevante for forvaltningstiltag

Genetiske metoder har påvist at Eremit tilhører et kompleks af arter og underarter som har forskellig udbredelse i Europa (Audisio et al 2007; 2008; Landvik et al 2017). Forskellene i udbredelse skyldes formentlig forskellig tilpasning til klimaet. Den danske population tilhører arten *Osmoderma eremita*, som også er den mest udbredte af de europæiske eremitter. Der er derfor ved forvaltning under danske forhold ingen grund til at inddrage hensyn til flere arter/underarter af eremit.

Eremit blev genfundet i hule asketræer på en kirkegård i det sydlige Norge i 2008, efter ikke at have været erkendt i Norge siden sidste halvdel af 1800-tallet (Flåten & Fjellberg 2008). Det nærmeste kendte levested er i Sverige ca. 80 km derfra. På findestedet fandtes også jættesmælder *Elatер ferrugineus* som er parasit på eremit og andre sapoxylyse biller (Flåten & Fjellberg 2008). Udbredelsen af eremit og jættesmælder er i høj grad sammenfaldende, fordi jættesmælder tiltrækkes af eremittens feromon (Svensson et al. 2004). Oplysningen viser at isolerede bestande er i stand til at overleve længe på den samme lokalitet. Dette er vigtigt både for forvaltning og overvågning af eremit.

## 17.7 Referencer

Audisio, P., Brustel, H., Carpaneto, G.M. & De Biase, A. (2007) Updating the taxonomy and distribution of the European *Osmoderma*, and strategies for their conservation. *Fragmenta entomologica*. 39 (2), 273-290. DOI: 10.4081/fe.2007.124.

Audisio P, Brustel H, Carpaneto GM, Coletti G, Mancini E, Trizzino M, Antonini G, De Biase A. (2008) Data on molecular taxonomy and genetic diversification of the European Hermit beetles, a species complex of endangered insects (*Coleoptera: Scarabaeidae, Cetoniinae, Osmoderma*). *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research* 47 (1), 88-95. DOI: 10.1111/j.1439-0469.2008.00475.x.

Carpaneto, G.M., Mazziotta, A., Coletti, G., Luiselli, L. & Audisio, P. (2010) Conflict between insect conservation and public safety: the case study of a saproxylic beetle (*Osmoderma eremita*) in urban parks. *J Insect Conserv* 14, 555-565.

Chiari, S., Carpaneto, G.M., Zauli, A., Marini, L., Audisio, P. & Ranius, T. (2012) Habitat of an endangered saproxylic beetle, *Osmoderma eremita*, in Mediterranean woodlands, *Écoscience*, 19:4, 299-307, DOI: 10.2980/19-4-3505.



Chiari, S., Carpaneto, G.M., Zauli, A., Zirpoli, G.M., Audisio, P. & Ranius, T. (2013) Dispersal patterns of a saproxylic beetle, *Osmoderma eremita*, in Mediterranean woodlands. *Insect Conservation and Diversity* 6, 309–318. doi: 10.1111/j.1752-4598.2012.00215.x.

Dubois, G. & Vignon, V. (2008) First results of radio-tracking of *Osmoderma eremita* (Coleoptera: Cetoniidae) in French chestnut orchards. pp 131-138 In Vignon, V, Asmode, J-F (eds), Proceedings of the 4th Symposium and Workshop on the Conservation of Saproxylic Beetles, Vivom (72) / France, 27th-29th June, 2006 – La Revue d'Ecologie (la Terre et la Vie), supplement 10.

Flåten, M. & Fjellberg, A. (2008) Rediscovery of *Osmoderma eremita* (Scopoli, 1763) (Coleoptera, Scarabaeidae) in Norway. *Norw. J. Entomol.* 55, 165–168.

Fredshavn, J., Nygaard, B., Ejrnæs, R., Damgaard, C., Therkildsen, O.R., Elmeros, M., Wind, P., Johansson, L.S., Alnøe, A.B., Dahl, K., Nielsen, E.H., Pedersen, H.B., Sveegaard, S., Galatius A. & Teilmann, J. (2019) Bevaringsstatus for naturtyper og arter – 2019. Habitatdirektivets Artikel 17-rapportering. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 52 s. Videnskabelig rapport nr. 340 <http://dce2.au.dk/pub/SR340.pdf>

Fredshavn, J. & Søgaard, B. (2014) Levestedsvurdering for eremit *Osmoderma eremita*. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 18 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 89 <http://dce2.au.dk/pub/SR89.pdf>

Hedin, J. & ranius, T. (2002) Using radio telemetry to study dispersal of the beetle *Osmoderma eremita*. *Computers and Electronics in Agriculture* 35(2-3):171-180.

Hilsczanski, J., Jaworski, T., Plewa, R. & Jansson, N. (2014) Surrogate tree cavities: boxes with artificial substrate can serve as temporary habitat for *Osmoderma barnabita* (Motsch.) (Coleoptera, Cetoniinae). *J Insect Conserv* 18, 855–861. DOI 10.1007/s10841-014-9692-y .

Jansson, N., Ranius, T., Larsson, A. & Milberg, P. (2009) Boxes mimicking tree hollows can help conservation of saproxylic beetles. *Biodiver Conserv* 18:3891–3908.

Landvik M, Miraldo A, Niemelä P, Valainis U, Cibulskis R, Roslin T (2017) Evidence for geographic substructuring of mtDNA variation in the East European Hermit beetle (*Osmoderma barnabita*). In: Campanaro A, Hardersen S, Sabbatini Peverieri G, Carpaneto GM (Eds) Monitoring of saproxylic beetles and other insects protected in the European Union. *Nature Conservation* 19: 171–189. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.19.12877>.

Landvik, M., Wahlberg, N. & Roslin, T. 2013 The identity of the Finnish *Osmoderma* (Coleoptera: Scarabaeidae, Cetoniinae) population established by COI sequencing. – *Entomol. Fennica* 24: 147–155.

Larsson, M.C. Hedin, J., Svensson, G.P., Tolasch, T. & Francke, W. (2003) Characteristic Odor of *Osmoderma eremita* Identified as a Male-Released Pheromone. *Journal of Chemical Ecology* 29(3), 575-87.



Maurizi, E., Campanaro, A., Chiari, S., Maura, M., Mosconi, F., Sabatelli, S., Zauli, A., Audisio, P. & Carpaneto, G.M. (2017) Guidelines for the monitoring of *Osmoderma eremita* and closely related species. In: Carpaneto GM, Audisio P, Bologna MA, Roversi PF, Mason F (Eds) Guidelines for the Monitoring of the Saproxyllic Beetles protected in Europe. Nature Conservation 20, 79–128. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.20.12658>.

Mosconi F, Campanaro A, Carpaneto GM, Chiari S, Hardersen S, Mancini E, Maurizi E, Sabatelli S, Zauli A, Mason F, Audisio P (2017) Training of a dog for the monitoring of *Osmoderma eremita*. In: Carpaneto GM, Audisio P, Bologna MA, Roversi PF, Mason F (Eds) Guidelines for the Monitoring of the Saproxyllic Beetles protected in Europe. Nature Conservation 20, 237–264. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.20.12688>

Oleksa, A. (2009) Conservation and ecology of the hermit beetle *Osmoderma eremita* s.l. in Poland. In: J. Buse, K.N.A. Alexander, T. Ranius, T. Assmann (Eds) 2009 Saproxyllic Beetles - their role and diversity in European woodland and tree habitats Proceedings of the 5th Symposium and Workshop on the Conservation of Saproxyllic Beetles, pp. 177-188.

Ranius, T., Aguado, L. O., Antonsson, K., Audisio, P., Ballerio, A., Carpaneto, G. M., Chobot, K., Gjurašin, B., Hanssen, O., Huijbregts, H., Lakatos, F., Martin, O., Neculiseanu, Z., Nikitsky, N. B., Paill, W., Pirnat, A., Rizun, V., Ruicănescu, A., Stegner, J., Süda, I., Szwałko, P., Tamutis, V., Telnov, D., Tsinkevich, V., Versteirt, V., Vignon, V., Vögeli, M. & Zach, P., 2005. *Osmoderma eremita* (Coleoptera, Scarabaeidae, Cetoniinae) in Europe. Animal Biodiversity and Conservation, 28.1: 1–44.

Romanovski, J., Karpowicz, K., Kramasz, K. & Michalska-Kacymirow, M. (2011) Occurrence of the Hermit beetle *Osmoderma eremita* in Vistula valley in Mazovia (central Poland). Chrońmy Przyr. Ojcz. 67 (1), 62-67.

Svensson, G.P., Larsson, M.C. & Hedin, J. (2003) Air sampling to monitor the occurrence of *Osmoderma eremita*, a threatened beetle inhabiting hollow trees. J. Insect Cons. 7, 189-198.

Svensson, G.P., Larsson, M.C., & Hedin, J. (2004) Attraction of the larval predator *Elater ferrugineus* to the sex pheromone of its prey, *Osmoderma eremita*, and its implication for conservation biology. J. Chem. Ecol. 30,353-363.

Søgaard, B., Martin, O., Jørum, P. & Thomsen, P.F. (2018) Overvågning af eremit *Osmoderma eremita*. Teknisk anvisning til ekstensiv overvågning. [https://ecos.au.dk/fileadmin/ecos/Fagdatacentre/Biodiversitet/TAA07\\_Eremit\\_v3.pdf](https://ecos.au.dk/fileadmin/ecos/Fagdatacentre/Biodiversitet/TAA07_Eremit_v3.pdf)

Søgaard, B., Wind, P., Bladt, J.S., Mikkelsen, P., Wiberg-Larsen, P., Johansson, L.S., Galatius, A. & Teilmann, J. (2015) Arter 2012-2013. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 82 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 124 <http://dce2.au.dk/pub/SR124.pdf>

Tauzin, P. (2005) Ethology and distribution of the “Hermit beetle” in France (*Coleoptera, Cetoniidae, Trichiinae, Osmodermatini*). *Cetoniimania* 5, 131-153.

## 18 Sortplettet blåfugl

*Phengaris arion*

Af Morten Strandberg

**Figur 18.1.** Sortplettet blåfugl (foto: Wikimedia commons: File: Maculinea arion Large Blue Uperside SFrance 2009-07-18.jpg. Large Blue butterfly, Maculinea arion, Rabastens-de-Bigorre, Hautes Pyrénées, France).



### 18.1 Status

Sortplettet blåfugl er gået markant tilbage i Danmark og findes aktuelt kun på det sydøstlige Møn, på og omkring Høvblege. Af samme årsag er den akut truet i Danmark. Forsøg på at få den til at kolonisere Jydelejet har ikke været særligt succesfulde, selv om der har været enkelte observationer i de følgende år. Der er en vis spredning fra Høvblege til de nærliggende Mandemarke bakker, som bliver plejet med henblik på at tilfredsstille sortplettet blåfugl behov for resurser i alle stadier, dvs. rigelig forekomst af foderplanterne timian og merian, samt værtsmyren hedestikmyre.

Arten har en kompleks livscyklus som involverer den varmekrævende stikmyre hedestikmyre. Det er en forudsætning for det sidste larvestadie af sortplettet blåfugl at larven bliver bragt til en hedestikmyretue. Her lever larven i sit fjerde og sidste larvestadium som et rovdyr af stikmyrens larver og pupper, som er dens eneste føde i dette stadium.

I England har der været en intensiv forskning i sortplettet blåfugls biologi både før og efter den uddøde i England i 1979. Forskningen påviste hvordan sortplettet blåfugl er afhængig af hedestikmyren, og forskningen har været en forudsætning for den vellykkede reintroduktion der har været i det sydlige England, baseret på sommerfugle fra Øland i Sverige.

## 18.2 Levevis

Sortplettet blåfugl lever på tørre solvarme steder med græssende dyr, som sikrer at vegetationen holdes lav (Henriksen & Kreutzer 1982; Eeles 2019). På levestedet er foderplanterne timian *Thymus* spp og/eller merian *Iris iriganum vulgare* hyppigt forekommende, og der er mange tuer af værtsmyren hedestikmyre *Myrmica sabuleti* som parasitteres af sortplettet blåfugl. Der lægges typisk mellem 60 og 200 æg som er 0,5 mm i diameter (Eeles 2019). De lægges på foderplanterne, mens blomsterne er i knopstadiet eller begyndende blomstring (Eeles 2019; Thomas & Elmes 2001). Æggene lægges typisk enkeltvis, hvorefter en ny blomsterstand besøges. Ægget klækker 5 - 10 dage efter det er lagt og larven lever af blomsterknoppens indhold i de første tre larvestadier, de første larvestadier er helt skjult inde i knopperne (Eeles 2019). Efter hudskifte til fjerde larvestadium lader larven sig falde til jorden hvor den med kemiske signaler og adfærd efterligner en myrelarve af hedestikmyre. Hvis en hedestikmyre finder larven udskiller larven lidt sukker fra sit nektarorgan, og efter et stykke tid bringer myren larven tilbage til myretuen, hvor den placeres sammen med myrens larver. Larven lever af myrelarver i sit sidste larvestadium og øger sin størrelse og vægt fra 1,3 mg til 173 mg alene baseret på myrelarver (Eeles 2019; Thomas & Wardlaw 1992). Larven gennemlever hele fjerde og sidste larvestadie i myretuen, hvor de går i dvale i en periode hen over vinteren, hvor de mister 6% af deres biomasse, men i og med at deres dvale varer længere end myrelarvernes, så er der mere føde til dem i deres sidste periode som larver. Myrelarverne øger nemlig deres biomasse med 27% i samme periode (Thomas & Wardlaw 1992)

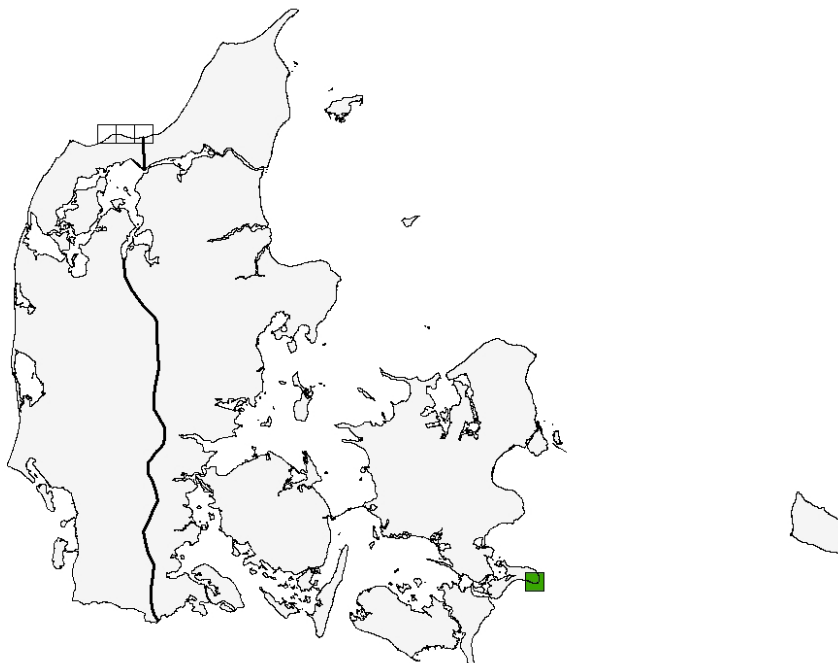
Ret intensiv græsning er vigtig for opretholdelse af en vegetation der højst er 2-3 cm, hvilket er vigtigt under kølige tempererede forhold som i Danmark, da den varmekrævende hedestikmyre er afhængig af at dens lokalitet opvarmes af solen (Thomas et al. 1998b). De voksne sommerfugle kommer frem i juni og flyver til lidt ind i august. Særligt værtsmyren er følsom over for kulde og tørke, og år med kolde eller tørre varme somre kan medføre at der året efter er en stor nedgang i antallet af individer af sortplettet blåfugl, som netop er kendt for at undergå store svingninger i antallet af voksne mellem år (Thomas et al. 1998a).

### Levested gennem hele livscyklus for alle livsstadier

I Danmark findes sortplettet blåfugl i dag alene på det artsrige sydvendte kalkoverdrev Høvblege og de nærtliggende lokaliteter; Mandemarke bakker og Kongsbjerg som ligger i tilknytning til kernelokaliteten Høvblege på det sydøstlige Møn. Naturtypen på levestedet er 6210; tørt græsland på kalkholdig jordbund. Før i tiden fandtes arten flere steder, især langs kysten af Nordsjælland og Nordvestjylland hvor smalbladet timian og hedestikmyre trivedes, og på de tørre heder og sure overdrev på Djursland (Henriksen & Kreutzer 1992).

## 18.3 Udbredelse

**Figur 18.2.** Forekomst og udbredelse af sortpletlet blåfugl i kvadrater på 10x10 km<sup>2</sup> ved den nationale overvågning i 2004-2021. Grøn firkant angiver kvadrat med fund af arten, og åben firkant angiver undersøgt kvadrat uden fund. Grænsen mellem den atlantiske og den kontinentale biogeografiske region er vist på kortet med en sort streg.



Sortpletlet blåfugl er gået kraftigt tilbage i Danmark fra ind til midten af forrige århundrede at have haft livskraftige bestande flere steder i Danmark lever den i dag kun på Høvblege, Kongsbjerg og Mandemarke på den sydvestlige del af Høje Møn (Miljøstyrelsen 2020). Den er rødlistevurderet som kritisk truet (CR). Tidligere var sortpletlet blåfugl kendt fra ca. 40 lokaliteter i Danmark beliggende på Bornholm, Møn, Sydsjælland, Nordøst- og Nordvestsjælland, Samsø, Djursland, omkring Horsens, i Hammer Bakker og ved Jammerbugten (Søgaard et al 2005).

### Spredningsevne

Sortpletlet blåfugl har i voksenstadiet en spredningsdistance på omkring 10 – 15 km. Dette er påvist ved hjælp af undersøgelser af genudvekslingen mellem svenske bestande (Ugelvig et al. 2012). De øvrige stadier spredes ikke. I Danmark er der få muligheder for succesfuld spredning til andre lokaliteter, i det mindste ved egen hjælp, da det vil kræve at hanner og hunner finder den samme lokalitet, finder egnede foderplanter til æglægningen, og at der er hedestikmyrer på samme lokalitet. Undersøgelser af den genetiske variation fra museumsindsamlede individer fra den isolerede bestand Høvblege viser, at der er sket et tab af genetisk diversitet over de 80 år undersøgelsen dækker, men at tabet er mindre end forventet (Ugelvig et al 2011). Der er initiativer i gang til at skabe flere egnede levesteder i nærheden af Høvblege, blandt andet i Mandemarke bakker, og det kan være en god løsning hvis Danmark skal fastholde sortpletlet blåfugl som en genetisk set oprindelig dansk art (Ugelvig et al 2011). Assisteret spredning til Jydelejet er blevet forsøgt, foreløbig dog med begrænset succes (Nielsen 2008), idet der efterfølgende har været meget få observationer af arten fra Jydelejet.

## 18.4 Registrerings- og overvågningsmetodikker

Det er primært de voksne sommerfugle der tælles i løbet af deres flyvetid som typisk ligger fra midt i juni til et stykke ind i august, med flest individer i juli (Søgaard et al 2005). Denne visuelle observation skal foretages hyppigt da det enkelte individ kun lever i ca. 5 dage.

Det er på nuværende tidspunkt ikke praktisk muligt at anvende eDNA til overvågning af sortpletlet blåfugl (Andersen og Therkildsen 2020).

## 18.5 Trusler mod arten

Overordnet er de væsentligste årsager til sortpletlet blåfugls tilbagegang: Ophør af traditionel landbrugspraksis med husdyrgræsning og høslet som opretholdt forudsætningerne både for en stor population af hedestikmyre og en høj dækning af larvens foderplanter. Ophør eller ændring af praksis bare i et enkelt år kan være så ugunstig for hedestikmyren at den går så meget tilbage at den ikke kan understøtte populationen af sortpletlet blåfugl (Thomas et al 2009). Afhængigt af klima og topografi kan de optimale vegetationshøjden variere fra mindre end 2 cm på kølige steder til højere end 20 cm på varme sydlige lokaliteter. Da Danmark findes nær artens nordgrænse, er der behov for at vegetationshøjden er i den lave ende af spektret. Intensivt landbrug med brug af gødskning og pløjning har ført til inddragelse af næringsfattige jorder til dyrkningsjord med tab og fragmentering af levesteder som konsekvens. Høvblege på Møn er fredet og dermed beskyttet mod at blive inddraget til landbrugsjord eller ophør af græsning, som har været de væsentligste årsager til sortpletlet blåfugls tilbagegang. Den væsentligste trussel på det eneste danske levested er at bestanden er isoleret uden forbindelse til andre populationer. Dermed er den udsat for at miste genetisk variation i forbindelse med populationssvingninger forbundet med dårlige år (Ugelvig et al 2012), hvilket i sin yderste konsekvens kan medføre at bestanden uddør. En sådan genetisk isoleret population kan være mindre tilpasningsdygtig til klimatiske ekstremhændelser som enten kan være meget kolde år eller meget varme og tørre år. Begge dele både kan påvirke hedestikmyre og foderplanterne timian og merian. Skovrejsning og bekæmpelse af naturbrande, samt infrastruktur er andre trusler (Kolev 1998).

## 18.6 Generelle og specifikke forvaltningstiltag

I Sydengland er det lykkedes at reintroducere arten efter at den sidste bestand uddøde i 1979 (Eeles 2019 og Thomas et al. 2009). Dette skete på baggrund af et stort forudgående videnskabeligt arbejde, som viste at det kun var hedestikmyre der succesfuldt kan fungere som værtsmyre (Thomas et al 1998b). Arbejdet tog hensyn til hedestikmyres økologiske behov som på lokaliteterne i England primært er sydvendt ugødsket græsland som plejes med græssende dyr. Græsserne holder vegetationen i en højde der er mindre end 3 cm, hvilket optimerer forholdene for den varmekrævende hedestikmyre (Thomas et al 1998b). Reintroduktionen skete ved at udvælge en moderbestand fra Øland. Fra denne bestand opfostredes æg til larver i fjerde larvestadie. Disse blev placeret i nærheden af tuer af hedestikmyrer, som succesfuldt adopterede dem. I Danmark har Entomologisk forening, med forudgående tilladelse, forsøgt noget lignende. Der blev indsamlet æg fra bestanden på Høvblege, og opfostret til fjerde larvestadium. Derefter blev de anbragt i nærheden af tuer af hedestikmyrer i Jydelejet (Nielsen 2008). Introduktionen af arten i Jydelejet resulterede i, at der året efter blev observeret en enkelt nyklækket han. Ud over et fund i 2010 og i 2011 er der ikke oplysninger om senere observationer

i Jydelejet (Arter.dk 2022), hvorfor introduktionsforsøget sandsynligvis er slået fejl, på trods af at både værtsplanter og tuer af hedestikmyrer forekommer i tilstrækkelig mængde i Jydelejet. En årsag kan være at 25 larver har været for lavt et antal til at etablere en population, når det er kendt at mellem 63 og 96% af de larver der adopteres dør inden forvandlingen til flyvefærdigt voksendyr (Thomas & Wardlaw 1990). Derudover er det vigtigt, at værtsmyren identificeres korrekt. Hedestikmyres, adskillelse fra engstikmyre *Myrmica scabrinodis*, er baseret på detaljer i antennernes udformning. Sikker adskillelse kan relativt nemt foretages ved hjælp af kemotaxonomi (Guillem et al 2012). Sortplettet blåfugl kan godt blive adopteret af engstikmyre, men overlevelsen til voksenstadiet i en tue af engstikmyrer er meget lav (Thomas et al. 2009).

### Andre forhold relevante for forvaltningstiltag

Sortplettet blåfugl findes typisk på lokaliteter med en høj diversitet af sjældne sommerfugle, derfor er det sandsynligt at naturpleje der gavner sortplettet blåfugl også vil være til gavn for andre arter (Spitzer et al. 2009).

Der er rapporter om at andre stikmyrearter kan være vært for sortplettet blåfugl. I Finland er det muligt at en mindre kuldefølsom art *Myrmica lonae* som er en nær slægtning til hedestikmyre er værten (Kolev 1998), og fra Polen er yderligere en række arter rapporteret som værter (Sielezniew et al. 2010). Muligheden for at bruge andre arter kan være en nyttig mulighed da der formentlig er en evig kemisk kamp mellem myren og sommerfuglen, fra myrens side for at identificere parasitten og for sommerfuglens side for at undgå at blive opdaget.

Engelske undersøgelser har vist at sommerfuglelarverne også adopteres af andre arter af stikmyrer, men overlevelsen er meget lav (Thomas et al. 2009).

## 18.7 Referencer

Andersen, L.W. & Therkildsen, O.R. (2020) Overvågning af bilag II- og IV-arter baseret på eDNA – muligheder og begrænsninger. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 74 s. - Videnskabelig rapport nr. 367. <http://dce2.au.dk/pub/SR367.pdf>

Arter.dk. (2022) <https://arter.dk/taxa/taxon/details/8a59ddf8-f785-ea11-aa77-501ac539d1ea>. Søgning på sortplettet blåfugl 6/12-2022.

Eeles, P. (2019) Life cycles of British and Irish butterflies. Pisces Publications.

Hayes, M.P. (2015) The biology and ecology of the large blue butterfly *Phengaris (Maculinea) arion*: a review. *J Insect Conserv.* 19, 1037-1051. DOI 10.1007/s10841-015-9820-3.

Guillem, R.M., Drijfhout, F.P. & Martin, S.J. (2012) Using chemo-taxonomy of host ants to help conserve the large blue butterfly. *Biological Conservation* 148, 39 – 43.

Henriksen, H.J. & Kreutzer, I. (1982) Skandinaviens dagsommerfugle i naturen. Skandinavisk Bogforlag, Odense 1982.

Kolev, Z. (1998) *Maculinea arion* (L.) in Finland – distribution, state of knowledge and conservation. *Journal of Insect Conservation*, 2, 91-93.



Miljøstyrelsen (2020) <https://mst.dk/service/nyheder/nyhedsarkiv/2020/nov/sommerfuglen-sortplettet-blaafugl-indtog-sommeren-2020-i-stort-antal/>

Nielsen, P.S. (2008) Sortplettet blåfugl – *Maculinea arion* (Linnaeus, 1758). I: Status over udvalgte arter 2008. Dansk Entomologisk Forening. S. 6 – 8.

Sielezniew, M., Dziekanska, I., Stankiewicz-Fiedurek, A.M. (2010) Multiple host-ant use by the predatory social parasite *Phengaris* (= *Maculinea*) *arion* (*Lepidoptera*, *Lycaenidae*). *J Insect Conserv* 14, 141–149.

Spitzer, L., Benes, J., Dandova, J., Jaskova, V. & Konvicka, M. (2009) The Large Blue butterfly, *Phengaris* [*Maculinea*] *arion*, as a conservation umbrella on a landscape scale: The case of the Czech Carpathians. *Ecological Indicators* 9, 1056–1063.

Søgaard, B., Stadel, P. & Holm, T.E. (2005) Sortplettet blåfugl *Maculinea arion* - teknisk anvisning til ekstensiv overvågning/kortlægning.

Thomas, J.A., Clarke, R.T., Elmes, G.W. & Hochberg, M.E. (1998a) Population dynamics in the genus *Maculinea* (*Lepidoptera*: *Lycaenidae*). In: Dempster JP, McLean IFG (eds) *Insect population dynamics in theory and practice*. Symposium of the Royal Entomological Society 19, Chapman & Hall, London, pp 261–290.

Thomas, J.A. & Elmes, G.W. (2001) Food-plant niche selection rather than the presence of ant nests explains oviposition patterns in the *myrmecophilous* butterfly genus *Maculinea*. *Proc R Soc B Biol Sci* 268, 471–477.

Thomas, J.A., Simcox, J.D. & Clarke, R.T. (2009) Successful Conservation of a Threatened *Maculinea* Butterfly. *Science* 325, 80 – 83.

Thomas, J.A., Simcox, J.D., Wardlaw, J.C., Elmes, G.W., Hochberg, M.E. & Clarke, R.T. (1998b) Effects of latitude, altitude and climate on the habitat and conservation of the endangered butterfly *Maculinea arion* and its *Myrmica* ant hosts. *Journal of Insect Conservation* 2, 39–46.

Thomas, J.A. & Wardlaw, J.C. (1990) The effect of queen ants on the survival of *Maculinea arion* larvae in *Myrmica* ant nests. *Oecologia* 85, 87–91.

Thomas, J.A. & Wardlaw, J.C. (1992) The capacity of a *Myrmica* ant nest to support a predacious species of *Maculinea* butterfly. *Oecologia* 91, 101–109.

Ugelvig, L.V., Andersen, A., Boomsma, J.J. & Nash, R.D. (2012) Dispersal and gene flow in the rare, parasitic Large Blue butterfly *Maculinea arion*. *Molecular Ecology* 21, 3224–3236.

Ugelvig, L.V., Nielsen, P.S., Boomsma, J.J. & Nash, R.D. (2011) Reconstructing eight decades of genetic variation in an isolated Danish population of the large blue butterfly *Maculinea arion*. *BMC Evolutionary Biology* 11, 201.



## 19 Grøn mosaikguldsmed

*Aeshna viridis*

Af Rikke Reisner Hansen

**Figur 19.1.** Rastende hun af Grøn mosaikguldsmed (foto: G.U Tolkiehn, Wikimedia Commons).



### 19.1 Status

Grøn mosaikguldsmed yngler i næringsrige søer og grøfter med levedygtige bestande af planten krebsklo. Grøn mosaikguldsmed er gået meget frem i løbet af det sidste halve århundrede og forventes fortsat at øge sin udbredelse. Grøn mosaikguldsmed er tæt knyttet til dens værtsplante krebsklo, hvori hele nymfestadiet tilbringes. Derved er de største trusler mod arten næringsberigelse af plantens voksested.

### 19.2 Levevis

Grøn mosaikguldsmed yngler i to forskellige habitattyper i Danmark. 1) meso-eutrofe søer og moser med en solbeskinnede vandflade, ofte i skov 2) I Sydvestjylland yngler den også i kanaler og grøfter med rig vegetation.

Den voksne guldsmed lægger æg på planten krebsklo (*Stratiodes aloides*). Æggene bores ind i planten og overvintrer her. Når æggene i foråret klækker, lever larven i rosetten som yder beskyttelse mod fisk, krybdyr og andre guldsmedarver (Rantala m.fl. 2004). Planten vokser både over og under vand, hvilket giver ophav til at nymfen kan migrere op og ned i vandsøjlen, hvor den kan jage byttedyr alt imens den er beskyttet mod andre rovdyr. Derved er krebsklo essentiel for nymfens udvikling. Det er dog set, at den kan bruge andre

plantearter til æglægningen, for eksempel gul åkande og dunhammer. Overlevelsesraten er dog dokumenteret højere ved krebseklo (Rantala m.fl. 2004).

Fra sin base i værtsplanten angriber nymfen alt, der har en passende størrelse, fx vandinsekter, krebsdyr og små fisk, og padeyngel. Nymfens udvikling tager i Danmark 2-3 år (Norling 1971). De voksne guldsmede jager i luften og tager flyvende insekter som fluer, hvepse, døgnfluer, sommerfugle og andre guldsmede.

Når nymfen er færdigudviklet, kravler den op i toppen af krebsekloplanten hvor forvandlingen foregår. Dette foregår fra omkring midt juni og herefter varer flyvetiden til begyndelsen af september (Nielsen 1998). De fleste individer er på vingerne fra sidste halvdel af juli og begyndelsen af august. Umiddelbart efter forvandlingen flyver det voksne individ op i de nærliggende træer.

Populationsstørrelser af grøn mosaikguldsmed er stærkt og positivt korreleret med størrelsen af krebsekloens udbredelsesområde (Suhonen m.fl. 2013), og dette afhænger af næringsbelastning, hydrologi samt størrelse på voksestedet. Et tysk studie har kvantificeret optimale habitatforhold for grøn mosaikguldsmed. Der var 90 % sandsynlighed for at arten beboede habitatet ved et oven vande krebseklo dække på mellem 14 og 77 %. Mængden af exuvier (afskudte nymfehuder) steg med selvsamme dække og faldt med sedimentets tykkelse, vandløbsvedligehold (som fjerner nymferne sammen med værtsplanten) og vandtemperatur (Kastner m.fl. 2018). Kastner m.fl. (2018) fandt at det minimale krebseklodække for at arten kunne overleve var på 5 m<sup>2</sup> og det optimale areal på mindst 50 m<sup>2</sup>. Ligeledes er det også undersøgt ved hvor tæt planterne skulle stå og denne er angivet til 20 planter per m<sup>2</sup> for at yde høj nok beskyttelse mod rovdyr (de Jong 1999).

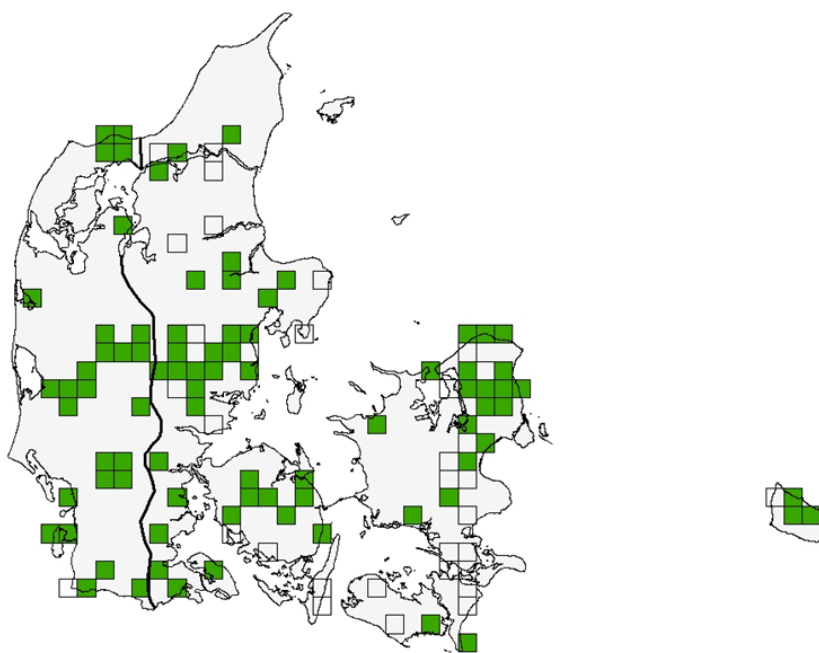
### **Levested gennem hele livscyklus for alle livsstadier.**

Nymfen lever i meso-eutrofe, rentvandede søer og moser, hvor planten krebseklo er til stede i større antal, og hvor solen kan skinne ned på vandfladen. I marsken i Sydvestjylland yngler den i kanaler og afvandingsgrøfter.

Der eksisterer ikke meget viden om den voksne guldsmeds levestedskrav, men efter forvandlingen jager guldsmedene i solåbne skovlysninger og skovbryn. De strejfer meget omkring og kan ofte ses langt fra ynglevandhullerne (Nielsen 1998, Kastner & Buchwald 2019).

## 19.3 Udbredelse

**Figur 19.2.** Forekomst og udbredelse af grøn mosaikguldsmed i kvadrater på 10x10 km<sup>2</sup> ved den nationale overvågning i 2004-2021. Grøn firkant angiver kvadrat med fund af arten, og åben firkant angiver undersøgt kvadrat uden fund. Grænsen mellem den atlantiske og den kontinentale biogeografiske region er vist på kortet med en sort streg.



**Tabel 19.1.** Udviklingen forekomst og udbredelse af grøn mosaikguldsmed i de seneste to overvågningsperioder. Tallet i parentes angiver det antal lokaliteter/UTM-kvadrater som blev besøgt.

Overvågningsperiode	UTM-kvadrater	Lokaliteter
2004-2011	34 (96)	44(170)
2012-2017	40 (122)	47 (201)
2018-2021	66 (106)	75 (130)

Arten er i fremgang i Danmark og har i perioden 2004 til 2019 øget sin udbredelse med 70. Resultaterne fra NOVANA-overvågning er i tråd med øvrige undersøgelser, hvor arten registreres på lokaliteter udenfor NOVANA-stationer (Kjeldsen 2018).

### Spredningsevne

Arten formodes at være meget stillesiddende i nymfestadiet og bevæger sig primært vertikalt op og ned i vandsøjlen i løbet af natten, hvor den jager. Den voksne guldsmed er mere mobil og siges at flyve langt omkring for at jage insekter i skovlysninger og skovbryn. Det har ikke været muligt at fremskaffe dokumentation på kvantificerede estimater af mobilitetsradius af den voksne guldsmed. Dog er der modellerede estimater som rapporterer om en spredningsafstand på mellem 2 og 14 km fra vandhullet og derved potentielt kan etablere sig i passende habitater op til 14 km fra kernepopulationen. Dette beror dog på landskabets sammenhængskraft og hvilke barrierer arten kan støde på undervejs (Kastner & Buchwald 2019).

## 19.4 Registrerings- og overvågningsmetodikker

Grøn mosaikguldsmed overvåges ekstensivt hvert 6. år ved optælling af voksne individer og exuvier langs og omkring vandhuller, søer og moser samt kanaler. Desuden registreres krebsklo på kendte og potentielle lokaliteter. Dette udføres i flyvetiden fra midten af juli til og med første halvdel af august (Therkildsen 2018).

Herder m.fl. (2013) påviste en detektionssucces på 78 % ved anvendelse af eDNA metoder (Herder et al. 2013). Studiet nævner ikke hvilke primære, der er anvendt. Andersen & Therkildsen (2020) vurderede at metoden, givet yderligere udvikling, vil kunne bidrage som et screeningsværktøj i forbindelse med fremtidige overvågning. Dette forudsætter i tillæg test af metodens begrænsninger/usikkerheder (Andersen & Therkildsen 2020).

### 19.5 Trusler mod arten.

Alle fysiske påvirkninger på værtsplanten krebseklo med henblik på at øge afvandingspotentialer, kan påvirke op mod 3 generationer af nymfer, givet dens generationstid på 2-3 år i nymfestadiet (Kastner m.fl. 2018). Derfor bør al vandføringsvedligehold foregå differentieret, så beskæring af værtsplanten undgås.

Klimaændringer kan føre til store skift i individuelle guldsmede arters udbredelse (Flenner og Sahlén 2008). Klimaændringer forudsiges således også at medføre udbredelsesændringer for grøn mosaikguldsmed i Danmark såvel som resten af Europa. I Danmark viser klimamodelleringer, som samtidig integrerer værtsplanten krebseklo, at artens udbredelsesområde indskrænkes til overvejende at være sydlig og primært i Sønderjylland (Jaeschke m.fl. 2012).

Krebseklo akkumulerer tungmetaller og forurening fra landbrug, industri og øvrige punktkilder udgør en trussel mod dens udvikling og mængde (Galczynska m.fl. 2011, Küpper m.fl. 1996) og dermed indirekte mod grøn mosaikguldsmed. Det har også vist sig at have en stor effekt på den generelle makrofauna som bebor vandplanten (Obolewski m.fl. 2009). Dermed har det også en indirekte effekt via påvirkning af guldsmedens fødeemneres kvantitet og kvalitet.

Fysisk-kemiske ændringer i det hydrologiske regime, såsom sænkning af vandstand samt eutrofiering, er en stor trussel mod værtsplanten krebseklo (Smolders m.fl. 1996, Toivonen 1985). Sænkning af vandstanden kan i visse tilfælde accelerere effekten af klimaændringer og udtørre vandhuller med krebseklo i år meget lidt sommernedbør (Jaeschke m.fl. 2012). Samtidig medfører sænkning af vandstanden grundet mindre grundvandstilførsel at levestederne bliver mere påvirkede af regnvand. Dette fører til at pH falder og derved øget mobilisering af tungmetaller. Dette vil forringe vækstvilkårene for krebseklo (Lamers m.fl. 2002).

### 19.6 Generelle og specifikke forvaltningstiltag

Det er generelt antaget, at hvor der er krebseklo, er der et potentielt levested for grøn mosaikguldsmed. Dette er naturligvis også en rimelig antagelse. Der synes dog at være en tæthedsafhængig tolerance i krebseklo overfor mængden af kvælstof, og det er værd at tage med hvis en etablering af nye vandhuller med udplantninger skal forsøges. Et udenlandsk studie har vist at bestande af krebseklo ved lave tætheder (~3 planter per m<sup>2</sup>) kollapsede allerede ved en kvælstofbelastning på 200 kg ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup>, hvorimod meget tætte bestande kunne modstå meget højere belastninger (~17 planter per m<sup>2</sup>) og kollapsede først omkring 800 kg ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> (Harpenslager m.fl. 2016). Dette kombineret med guldsmedens præference for større flader med krebseklo, betyder at udplantning i mesotrofe miljøer helst skal foregå ved tætte startbestande samt over et større område for at have størst mulig succes. Der foreligger ingen konkret dansk eller

udenlandsk dokumentation for at genopretning af levesteder ved gravning af kunstige vandhuller og tilplantning med planten kan udgøre et reelt levested og tiltrække populationer af grøn mosaikguldsmed. Dog har en polsk undersøgelse vist at arten har etableret sig i et kunstigt anlagt vandhul med krebseklo (Buczyński m.fl. 2015). Vandhullet blev etableret i 1950'erne, så tidsperspektiverne og øvrige forhold for indvandringen er ukendte og kan derfor ikke bruges som rettesnor for forvaltning af grøn mosaikguldsmed. Skulle etablering af nye levesteder forsøges, er der flere faktorer at overveje. Disse er samlet på baggrund af grøn mosaikguldsmed dokumenterede levestedskrav samt trusler imod disse, som angivet ovenfor.

- Fremtidig udbredelse og sammenhæng mellem bestandene af krebseklo givet næringsstofftilførsel, vandstand og bundforhold.
- Sammenhæng med øvrige populationer af grøn mosaikguldsmed. Der er ikke fundet nogen dokumentation for dens mobilitetsmønstre/spredningsafstand, men det må antages at jo nærmere en oprindelig bestand vandhullet findes, jo bedre.
- Nuværende og fremtidige lysforhold ved vandhullet.
- Områdehydrologi, herunder mulig udtørring af vandhullet i et fremtidigt klima.

Eftersom krebseklos udbredelse er truet af eutrofiering, vil al nedbringelse af kvælstof i nærhed af plantens voksested og dermed potentielle levested for grøn mosaikguldsmed være gavnlige. Det har dog ikke været muligt at fremskaffe konkret dokumentation for tiltagens effektivitet for bestandsstørrelsernes fremgang. Det gælder også for reduceret forurening med tungmetaller.

Forsigtig udtynding af øvrig vegetation på plantens voksesteder har været foreslået, men er ikke afprøvet. Det skulle skabe bedre vilkår for krebseklo og modvirke udskygning i tilfælde af eutrofiering, men effektiviteten af det foreslåede tiltag er ligeledes uden videnskabelige dokumentation eller set effekt- overvågning (Suutari m.fl. 2009). Det vurderes, på baggrund af ovenstående trusler, samt krebsekloens tæthedsafhængige respons på kvælstof, at et sådant tiltag ikke kan stå uden en nedbringelse af næringspåvirkningen på omkringliggende arealer. Endvidere bør det ikke anvendes uden forudgående tests af mulige negative påvirkninger for populationsstørrelserne af grøn mosaikguldsmed.

#### **Andre forhold relevante for forvaltningstiltag**

Der kan opstå en konflikt mellem genopretning af levesteder for grøn kølleguldsmed og lys skivevandkalv, såfremt de habitater der kræves sløjfet, er levesteder for grøn mosaikguldsmed. Ved alle projekter hvor en genindførsel af naturlig hydrologi skal gennemføres, skal man holde sig for øje om evt. grøfter som foreslås sløjfet rummer bestande af krebseklo og/eller grøn mosaikguldsmed.

## **19.7 Referencer**

Andersen, L.W. & Therkildsen, O.R. 2020. Overvågning af bilag II- og IV-arter baseret på eDNA – muligheder og begrænsninger. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 74 s. - Videnskabelig rapport nr. 367 <http://dce2.au.dk/pub/SR367.pdf>

Buczyński, P., Górka, M., & Buczyńska, E. (2015). Has *Aeshna viridis* Eversmann, 1836 (Odonata, Aeshnidae) really disappeared from southern Poland (East-Central Europe)? Polish Journal of Entomology (Polskie Pismo Entomologiczne), 84, 33–47. <https://doi.org/10.1515/pjen-2015-0004>

De Jong T.H. 1999. De Groene glazenmaker (*Aeshna viridis*) in de provincie Utrecht. Brachytron 3(2), 11-17.

Flenner, I. and Sahlén, G. (2008), Dragonfly community re-organisation in boreal forest lakes: rapid species turnover driven by climate change? Insect Conservation and Diversity, 1: 169-179. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2008.00020.x>

Galczyńska, M., Zakowiak, K., & Bednarz, K. (2011). Impact of water pollution on accumulation of magnesium and calcium by *Stratiotes aloides* L. Journal of Elementology, 16(1).

Harpenslager, S.F., Lamers, L.P.M., van der Heide, T., Roelofs, J.G., Smolders, A.J. Harnessing facilitation: why successful re-introduction of *Stratiotes aloides* requires high densities under high nitrogen loading. Biol. Conserv., 195 (2016), pp. 17-23

Herder J., Termaat T., Valentini A. 2013. Environmental DNA als inventarisatiemethode voor libellen. Vlinders 28(2), 22–24.

Jaeschke A, Bittner T, Jentsch A, Reineking B, Schlumprecht H, et al. (2012) Biotic Interactions in the Face of Climate Change: A Comparison of Three Modelling Approaches. PLOS ONE 7(12): e51472. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0051472>

Kastner, F. & Buchwald, R. (2019). Basics for the planning of habitat connectivity systems – spatial habitat analysis of the occurrence of the green hawker and the southern damselfly in northwest Germany. Naturschutz und Landschaftsplanung. 51. 124-131.

Kastner, F., Buchwald, R. & Biedermann, R., (2018) Occurrence of *Aeshna viridis* in marsh ditches in relation to habitat conditions (Odonata: Aeshnidae), International Journal of Odonatology, 21:3-4, 205-219, DOI: 10.1080/13887890.2018.1531065.

Kjeldsen, J.P. 2019: Vandnymfer og guldsmede i Vejlerne, en toårig undersøgelse 2017-18, afsluttende rapport. – 44 sider. Aage V. Jensen Naturfond. [www.ornit.dk/dwnld/GuldsmedeVejlerne\\_slutrap.pdf](http://www.ornit.dk/dwnld/GuldsmedeVejlerne_slutrap.pdf)

Küpper, H., Küpper, F., Spiller, M., Environmental relevance of heavy metal-substituted chlorophylls using the example of water plants, Journal of Experimental Botany, Volume 47, Issue 2, February 1996, Pages 259–266, <https://doi.org/10.1093/jxb/47.2.259>

Lamers, L.P., Smolders, A.J. & Roelofs, J.G. The restoration of fens in the Netherlands. Hydrobiologia 478, 107–130 (2002). <https://doi.org/10.1023/A:1021022529475>

Nielsen, O.F., 1998: De danske guldsmede. - Danmarks Dyreliv, 8. Stenstrup. 280 pp.

Norling, U. (1971). The Life History and Seasonal Regulation of *Aeshna viridis* Eversm. in Southern Sweden (Odonata), *Insect Systematics & Evolution*, 2(3), 170-190. doi: <https://doi.org/10.1163/187631271X00194>

Obolewski K., Glińska-Lewczuk K., and Kobus S. 2009. An attempt at evaluating the influence of water quality on the qualitative and quantitative structure of epiphytic fauna dwelling on *Stratiotes aloides* L., a case study on an oxbow lake of the Łyna River. *J. Entomol.* 14: 119–134.

Rantala, M.J., Ilmonen, J., Koskimäki, J. et al. The macrophyte, *Stratiotes aloides*, protects larvae of dragonfly *Aeshna viridis* against fish predation. *Aquatic Ecology* 38, 77–82 (2004).  
<https://doi.org/10.1023/B:AECO.0000021005.22624.16>

Smolders AJP, Roelofs JGM, den Hartog C (1996) Possible causes for the decline of the water soldier (*Stratiotes aloides* L.) in the Netherlands. *Arch Hydrobiol* 136:327–342

Suhonen, J., Suutari, E., Kaunisto, K.M. et al. Patch area of macrophyte *Stratiotes aloides* as a critical resource for declining dragonfly *Aeshna viridis*. *J Insect Conserv* 17, 393–398 (2013). <https://doi.org/10.1007/s10841-012-9521-0>

Suutari, E., Salmela, J., Paasivirta, L. et al. Macroarthropod species richness and conservation priorities in *Stratiotes aloides* (L.) lakes. *J Insect Conserv* 13, 413–419 (2009). <https://doi.org/10.1007/s10841-008-9188-8>

Therkildsen, O. R. 2018. Overvågning af grøn mosaikguldsmed *Aeshna viridis*: Teknisk anvisning til ekstensiv overvågning. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. Teknisk anvisning fra Fagdatacenter for Biodiversitet og Terrestrisk Natur, DCE, Nr. A1001.

Toivonen H (1985) Changes in the pleustic macrophyte flora of 54 small Finnish lakes in 30 years. *Ann Bot Fenn* 22:37–44.



## 20 Stor kærguldsmed

*Leucorrhinia pectoralis*

Af Christian Kjær

**Figur 20.1.** Han af den store kærguldsmed (Foto: Christian Fischer, Wikimedia Commons)



### 20.1 Status

Stor kærguldsmed lever i mindre næringsfattige, brunvandede søer ofte omgivet af hængesæk. Arten foretrækker beskyttede lokaliteter med både sol og læ og derudover en kraftig undervandsvegetation. Den har altid været sjælden i Danmark. Den var tidligere udbredt på 25 lokaliteter i Midt- og Østjylland samt Nordsjælland. I dag viser overvågningen, at den er registreret 24 lokaliteter i 13 UTM-kvadrater. For fire af disse kvadrater er der ikke tidligere i NOVANA-programmet fundet stor kærguldsmed. Det er fund i Jylland, på Lolland og på Bornholm.

Stor kærguldsmed er afhængig af et netværk af habitater for en stabil populationsudvikling og habitaterne skal være i et givet successionstrin. Arten har derfor behov for at dens habitat vedligeholdes. Plejeforanstaltning skal gennemføres ved at lave plejeindgreb i mosaik for at opnå at habitaterne har forskellige succesionsstadier og der løbende er egnede lokaliteter.

### 20.2 Levevis

Stor kærguldsmed er rovlevende på mindre insekter både i voksenstadiet såvel som i nymfestadiet. Voksenstadiet udfolder sig på land og det 1-2-årige juvenil stadium (nymfestadiet) gennemføres under vand. Nymfestadiet afsluttes i foråret, hvor den færdigudviklede nymfe kravler op af vandet og sætter sig i bredvegetationen. Nu åbnes larvehuden i ryggen og den voksne guldsmed kravler ud. Det betyder at de voksne individer kan findes i perioden fra slut maj til midt juli (Wildermuth 1994a, Fog 1998, Jaeschke et al 2013, Brauner

2006, Holmen 2002). De voksne individer observeres i en hel række akvatiske habitater med meget variable forhold (Sternberg & Buchwald, 2000). Det betyder dog ikke, at dette nødvendigvis er også et ynglehabitat, da de voksne individer har en høj spredningskapacitet (se senere). Når de voksne individer er blevet kønsmodne, sker der en parring og hunnen finder de egnede ynglehabitat. Når hunnen skal lægge sine æg, kan de være udsat for prædation for eksempelvis andre og større guldsmede. Det ses derfor ofte at hannen beskytter hunnen efter gennemført parring ellers vil hunnen vente til natten falder på for at være skjult for prædatorer (Kiauta 1964). Ynglehabitatene er kendetegnet ved at være små, solbeskinnede næringsfattige habitater i søer, damme, moser og fattigkær, hvor der er et lavvandet område med rig undervandsvegetation. Vegetationen er blandt andet karakteriseret ved forekomst af blærerod og hornblad. Herudover skal der være mange tørve- og bladmosser (Wildermuth 1992, Sternberg & Buchwald 2000 og Rannaph et al. 2011). Der må ikke være en stejl brink og bredvegetationen må ikke være så høj at den skygger (overstiger 1 m) (Harabis & Dolny 2012). Der skal være træer eller buske i nærheden men dog ikke så tæt på at de skygger habitatet (Rannah et al. 2011). Endelig undgår arten at yngle i habitater med mudderet bund (Rannah et al. 2011). Vanddybden må ikke overstige 50-80 cm (Harabis & Dolny 2012 Sternberg & Buchwald 2000). Det har vist sig, at det er negativt hvis habitatet er permanent vanddækket (Siblova 2021). Når æggene er klækket lever nymferne i skjul under tørvemosser og undervandsvegetation, hvor de jager deres bytte.

Populationens overlevelse er ikke kun afhængig af kvaliteten af det enkelte ynglehabitat men er, til en vis grad, også afhængig af tilstedeværelse af andre ynglehabitat. Det skyldes, at kravene for ynglehabitatet er så omfattende, at et habitat ikke nødvendigvis opfylder kravene hvert år. Det kan eksempelvis skyldes at der sker vandstandsændringer mellem år. Det er derfor vigtigt, at der er flere habitater til stede i nærheden (Harabis & Dolny 2012; Rannah et al. 2011). Overlevelse er altså delvist afhængigt af tilstedeværelse af steder der kan bære en kolonisation.

#### Levested gennem hele livscyklus for alle livsstadier

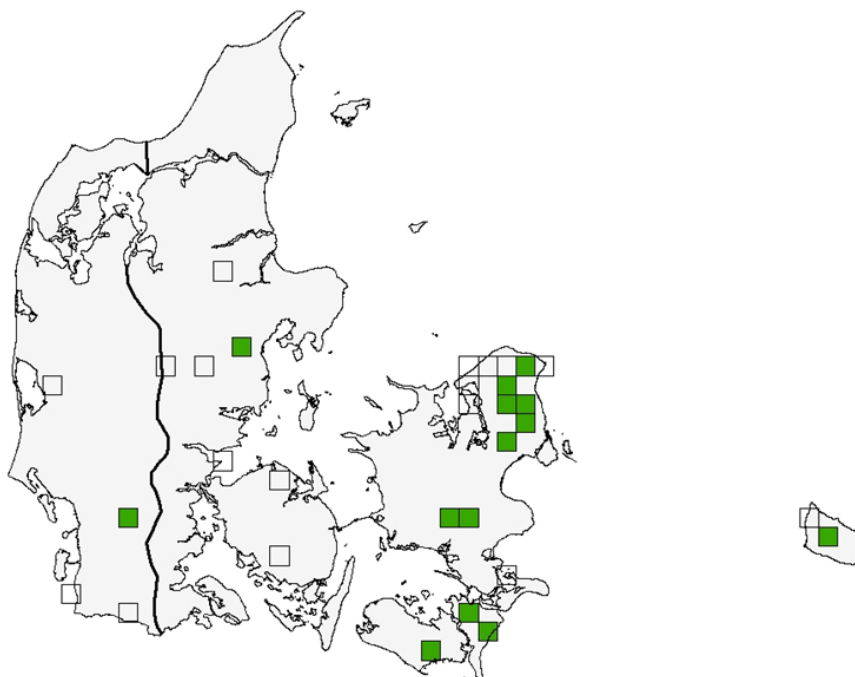
**Figur 20.2.** Eksempel på et typisk yngle- og rasteområde for stor kærguldsmed. Stor kærguldsmed yngler oftest i mindre næringsfattige, brunvandede søer ofte omgivet af hængesæk. Arten foretrækker beskyttede lokaliteter med både sol og læ og derudover en kraftig undervandsvegetation. Yngle vandhullerne indeholder ofte partier af rørskov. Efter forvandlingen raster dyrene på steder med både sol og læ, oftest i skovbryn, på lysåbne skovveje og lignende steder (foto Christian Kjær).



### 20.3 Udbredelse

Stor kærguldsmed har altid været sjælden i Danmark. Den var tidligere udbredt på 25 lokaliteter i Midt- og Østjylland samt Nordsjælland. I 1990'erne fulgte en periode med kraftig tilbagegang til et historisk lavpunkt i 2000, hvor der kun var 4 kendte lokaliteter fore arten (Nielsen 2001). Ifølge data fra den nationale overvågning blev stor kærguldsmed i 2020 registreret på 24 lokaliteter i 13 UTM-kvadrater. For fire af disse kvadrater er der ikke tidligere i NOVANA-programmet fundet stor kærguldsmed. Det er fund i Jylland, på Lolland og på Bornholm. Bestanden har dermed øget sin udbredelse i Danmark (Figur 20.3).

**Figur 20.3.** Forekomst og udbredelse af stor kærguldsmed i kvadrater på 10x10 km<sup>2</sup> ved den nationale overvågning i perioden 2004-2021. Grøn firkant angiver kvadrat med fund af arten, og åben firkant angiver undersøgt kvadrat uden fund. Grænsen mellem den atlantiske og den kontinentale biogeografiske region er vist på kortet med en sort streg.



### Spredningsevne

Arten er en god spredner. I fangst-gefangst forsøg fandt Jaeschke et al. (2013) at den maksimale realiserede spredningsafstand for hannerne var 27 km. Spredningsadfærden er forskellig mellem kønnene, hannen flytter sig meget mere end hunnerne (Harabis & Dolny 2012). Nymferne er stationære. For spredning over store afstande kan små habitater formodentlig være brugbare som trædesten. Spredning af voksne individer mellem habitater kan forekomme gennem hele sæsonen. Med baggrund i udviklingstendensen dokumenteret i den nationale overvågning, forventes en fortsat spredning i det omfang der eksisterer egnede ynglehabitater. Arten er relativt stedfaste når der forekommer mange tætliggende habitater (Wildermuth 1994b).

### 20.4 Registrerings- og overvågningsmetodikker

Stor kærguldsmed registreres primært ved eftersøgning/visuel observation af voksne individer (imagines) i flyvetiden suppleret med eftersøgning af exuvier (afstødte nymfe-huder) som dokumentation for ynglefremkomst (Søgaard og Holmen 2017). Flyvetiden er perioden maj-juli afhængigt af året klima (Wildermuth 1994a, Fog 1998, og Jaeschke et al. 2013). Exuvierne er hovedsageligt placeret på sumplanter langs kanten af ynglestedet, fx på planter af star eller siv, der vokser ude i vandområdet eller meget tæt derved. I de

flESTE tilfælde findes denne arts exuvier kun 5-40 cm over vandoverfladen. For at finde dem, kan det derfor være nødvendigt at kigge ret nøje efter nede mellem sumpplanterne. Artsbestemmelse forudsætter brug af lup, da visse andre arters exuvier ligner meget. Fangst af nymfer i yngleområder kan være meget besværlig, eftersom de rovlevende nymfer primært findes under dække af planter og tørvemosser, men kan gennemføres ved brug af ketcher. Som tidligere beskrevet skal arten specifikt eftersøges i tørvemoser og tørvegrave med veludviklet forekomst af tørvemosser, maksimalt vanddybde på 80 cm på solbeskinnede områder, men dog med træer i nærheden hvor de voksne individer kan finde skjul og læ.

## 20.5 Trusler mod arten

- Tilstedeværelse af små fisk som aborre og elritse kan reducere nymfebestanden i ynglehabitatet (Wildermuth 1991, Mauersberger, 2010).
- Næringsstofftilførsel der stimulerer plantevækst og medfører tilgroning af ynglehabitatene og øger væksten af arter der vokser sig store i bredzonen som tagrør mm.
- Afvanding/ændring af vandstand, ødelægger habitat. Det kan eksempelvis være en reducere vandstand til et niveau hvor levested bliver forringet for nymfer. Også muligt at en forøget vandstand fører til en reduceret bredvegetation og hermed et forringet ynglehabitat.
- Skyggende trævækst, men der skal stadig være en tilstedeværelse af træer og buske i omgivelserne.
- Ødelæggelse af habitater ved opgravning eller dræning

## 20.6 Generelle og specifikke forvaltningstiltag

Der har været flere undersøgelser af på hvilken måde man kan pleje habitater der kan indeholde stor kær-guldsmed (Schiel & Buchwald 2001; Iversen et al. 2016, Rannah et al. 2011). De har haft til hensigt at forbedre vilkårene ved at tilpasse tørvemoser og næringsfattige søer til stor kær-guldsmeds behov i ynglehabitatene. Tiltagene omfattede at fjerne høj bredvegetation- og nærtstående træer, nivellere bredden til lille fald, og at fjerne vegetationen i vandet hvor den er ved at lukke sig som følge af almindelig succession.

Schiel & Buchwald 2001 fandt, at de valgte forvaltningstiltag viste en klar positiv effekt på forekomsten af voksne individer. Det var svært at konkludere noget på basis af de indsamlede optællinger af afskudte nymfehuder. Det kan skyldes, at nymfestadiet er toårig og derfor svært at vise i et treårigt forsøg. Som tidligere nævnt er stor kær-guldsmed afhængig af et netværk af habitater for en stabil populationsudvikling (Harabis & Dolny 2012). Med baggrund i det og schweiziske erfaringer (Wildermuth & Schiess 1983, Wildermuth 2001) konkluderes det, at en plejeforanstaltning skal gennemføres ved at lave plejeindgreb i mosaik for at opnå at habitaterne har forskellige succesionsstadier. Metoden er beskrevet i Wildermuth (1994a).

Iversen et al. (2016) undersøgte effekten af restaureringstiltag i habitater i Estland. Habitatene var blevet restaureret i perioden 2005-2008. Tiltagene bestod i at åbne vegetationen i huller i tørvedækket (manuelt), fjerne buske og træer tæt ved habitatet og tynde ud i tæt bredvegetation. Hertil kom at bundsubstrat, der bestod af mudder, blev oprenset. Samtidig var der en kildepopulation i omgivelserne, hvor arten kunne spredes fra. Studiet fandt, at de ikke-restaurerede områder ikke kunne opfylde alle habitatkrav for stor kær-guldsmed, fordi de var skovpåvirkede og med reducerede spredningsmulig-



heder pga. tilstedeværelse af skovområder og store åbne arealer, som guldsmeden kun sjældent krydser. Studiet fandt, at de restaurerede habitater/områder havde en større sandsynlighed for, at stor kærguldsmed optrådte, og at de vigtigste parametre var søstørrelse og højden af bredvegetationen. Rannah et al (2011) undersøgte forekomsten af stor kærguldsmed i Estland og kunne i deres analyse konkludere, at damme ikke var ynglehabitater og fandt også klart belæg for, at stor kærguldsmed ikke bruger kunstigt anlagte søer. Med disse erfaringer kan det konkluderes, at stor kærguldsmed har behov for, at dens habitat vedligeholdes, da den har behov for ynglehabitat i et helt specifikt successionsstadium, men det er ikke, indenfor en overskuelig tidshorisont, muligt at etablere nye habitater. Undersøgelser med etablering af nye habitater har nemlig vist, at de første arter, der kommer, er pionerarter af guldsmede som efterfølgende at blive skiftet ud med andre arter. Enkeltundersøgelse præsenteret i Wildermuth (1994a) viser således, at stor kærguldsmed er en af de sent ankomne, idet arten først koloniserer habitatet op til 14 år efter etablering. Undersøgelsen opgør dog ikke de biotiske og abiotiske vilkår i habitaterne, så det er ikke muligt at beskrive, hvordan egnede lokaliteter opnås.

## 20.7 Referencer

Brauner O (2006) Einjährige Entwicklung von *Leucorrhinia pectoralis* und *Brachytron pratense* in einem Kleingewässer Nordostbrandenburgs. *Libellula* 25:61-75 (på tysk med engelsk abstract) *Libellula* 25: 61-75.

Harabiš F, Dolný A (2012) Human altered ecosystems: suitable habitats as well as ecological traps for dragonflies (Odonata): the matter of scale. *J Insect Conserv* 16:121-130.

Holme, M. (2002) Bidrag om fund og status for de i Danmark rødlistede arter af guldsmede og vandnymfer på Rødlisten 1997. <https://danske-guldsmede.dk/publikationer/ODR%C3%98F-MS2004b.pdf> (besøgt hjemmesiden 14.12.2022),

Iversen, L. L., Rannap, R., Briggs, L. Sand-Jensen K. (2016) Variable history og land use reduces the relationship to specific habitat requirements of a threatened aquatic insect. *Popul. Ecol.* 58: 155-164.

Jaeschke, A., Bittner, T., Reineking, B., Beierkuhnlein C. (2013) Can they keep up with climate change? - Integrating specific dispersal abilities of protected Odonata in species distribution modelling *Insect. Conservation and Diversity* 6, 93-103.

Kiauta, B. (1964). Notes on some field observations on the behaviour of *Leucorrhinia pectoralis* Charp. (Odonata: Libellulidae) *Entomologische Berichten, DEEL* 24, 1.V.

Mauersberger, R. (2010). *Leucorrhinia pectoralis* can coexist with fish (Odonata: Libellulidae). *International Journal of Odonatology*, 13, 193-204.

Nielsen, O. F. (1998) *De danske Guldsmede*. Apollo Books. 280 sider.

Nielsen, O. F. (2001) Nordisk Odonatologisk Forum, Nyhedsbrev Vol. 7 Juni 2001, 6-9.

Rannap, R., Kaart, T., Briggs, L., De Vries, W., Iversen, L. (2011) Habitat requirements of *Pleobates fuscus* and *Leucorrhinia pectoralis*. Project report for "Securing *Leucorrhinia pectoralis* and *Pleobates fuscus* in the northern distribution area in Estonia and Denmark".

Schiel, F.-J. & Buchwald R. (2001) Die Große Moosjungfer in Südwest-Deutschland. Naturschutz und Landschaftsplanung 33, 274-280.

Siblova, Z., David, S., Moyzeova, M (2021) Ecological and distribution traits of the large white-faces darter (*Leucorrhinia pectoralis* (Charpentier, 1825)) in Slovakia. Ekologia (Bratislava- Journal of the Institute of Landscape Ecology 40, 248-257.

Sternberg, K., K & Buchwald, R. (2000). Die Libellen Baden-Württembergs, Bd.2, Großlibellen (Anisoptera). Ulmer. Stuttgart. 712 pp.

Søgaard, B. og Holmen M.(2017) Teknisk anvisning. [https://ecos.au.dk/fileadmin/ecos/Fagdatacentre/Biodiversitet/TAA12StorKaerguldsmed\\_v2.pdf](https://ecos.au.dk/fileadmin/ecos/Fagdatacentre/Biodiversitet/TAA12StorKaerguldsmed_v2.pdf)

Wildermuth, H. (1992): Habitate und Habitatwahl der Großen Moosjungfer (*Leucorrhinia pectoralis*) Charp.1825 (Odonata, Libellulidae). – Z. Ökologie u. Naturschutz 1: 3-21.

Wildermuth, H. (2001): Das Rotationsmodell zur Pflege kleiner Moorgewässer. – Nat.schutz Landsch. plan. 33: 269-273.

Wildermuth H. (1992) Habitate und Habitatwahl der Großen Moosjungfer (*Leucorrhinia pectoralis*) Charp. 1825 (*Odonata, Libellulidae*) o. Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 1: 3-21.

Wildermuth (1994a) Dragonflies and nature conservation: An analysis of the current situation in Central Europe. Adv. Odonatol. 6: 199-221.

Wildermuth, H. (1994b) Habitatselektion die Libellen. Adv. Odonatol. 6: 223-257

Wildermuth, H. & H. Schiess, H. (1983). Die Bedeutung praktischer Naturschutzmassnahmen für die Erhaltung der Libellenfauna in Mitteleuropa. Odonatologica, 12(4), 345-366.

Wildermuth, H. (1992): Habitate und Habitatwahl der Großen Moosjungfer (*Leucorrhinia pectoralis*) Charp.1825 (*Odonata, Libellulidae*). – Z. Ökologie u. Naturschutz 1: 3-21.

Wildermuth, H. (2001): Das Rotationsmodell zur Pflege kleiner Moorgewässer. – Nat.schutz Landsch. plan. 33: 269-273.

## 21 Grøn kølleguldsmed

*Ophiogomphus cecilia*

Af Rikke Reisner Hansen

**Figur 21.1.** Rastende han af Grøn kølleguldsmed (foto: Jürgen Staretschek Wikimedia Commons).



### 21.1 Status

Grøn kølleguldsmed lever i iltrige floder og vandløb med moderat til hurtigt strømmende vand samt sand eller grus bund. Den yngler i de fem større danske vandløbssystemer: Skjern å, Varde å, Gudenåen, Storå, Karup å. Den vurderes at have levedygtige bestande i alle disse og formodes også at kunne forekomme i flere mindre vandløb. Arten er i fremgang og dette tilskrives en forbedret vandkvalitet og forbedring af levesteder, som følge af habitatfredninger, vandløbsgenopretning og ekstensivering af de vandløbsnære arealer. Nymfen lever 3-4 år overvejende nedgravet i vandløbsbunden og er derfor meget sårbar overfor enhver forstyrrelse af dens habitat, hvilket potentielt vil kunne fjerne op til 4 generationer af arten på en given lokalitet. Den har en relativ stor koloniseringsradius eftersom den voksne guldsmed har en teoretisk spredningsradius på 10 km., men nymfens levested er stort set ikke muligt at erstatte ved eventuelle habitatforringelser.

### 21.2 Levevis

Grøn kølleguldsmed yngler i kølige, rene og iltrige vandløb med moderat til hurtigt strømmende vandføring (Rasmussen 2007).

Den voksne guldsmed forvandles fra slutningen af juni og kan træffes frem til slut august. Parringen foregår i vegetationen langs med vandløbskanten og æggene lægges i vandet ved dyp med bagkroppen i overfladen af vandet, hvorefter æggene falder ned i vandet. Æggene klækker efter 4-6 uger og herefter tager juveniludviklingen 3-4 år.



Forvandlingen til voksen foregår nær ved bredden, på eksempelvis sten, tør-lagte bredder, vegetation eller på menneskabte faciliteter, såsom under broer.

Larverne lever det meste af tiden nedgravet i grus eller sand i kanten af vandløbet men kommer af og til op og skjuler sig mellem sten og rødder fra udhængende brinker.

Den voksne guldsmed foretrækker lysåbne lokaliteter og ses mest i den nedre del af vandløbet, hvor den hviler på solopvarmede steder, såsom sten, overhængende grene eller eksponeret jord, men kan også af og til træffes længere væk fra ynglepladsen i eksempelvis skovlysninger eller lignende. Hannerne er aggressive og ses ofte angribe andre hanner som flyver forbi.

### **Levested gennem hele livscyklus for alle livsstadier.**

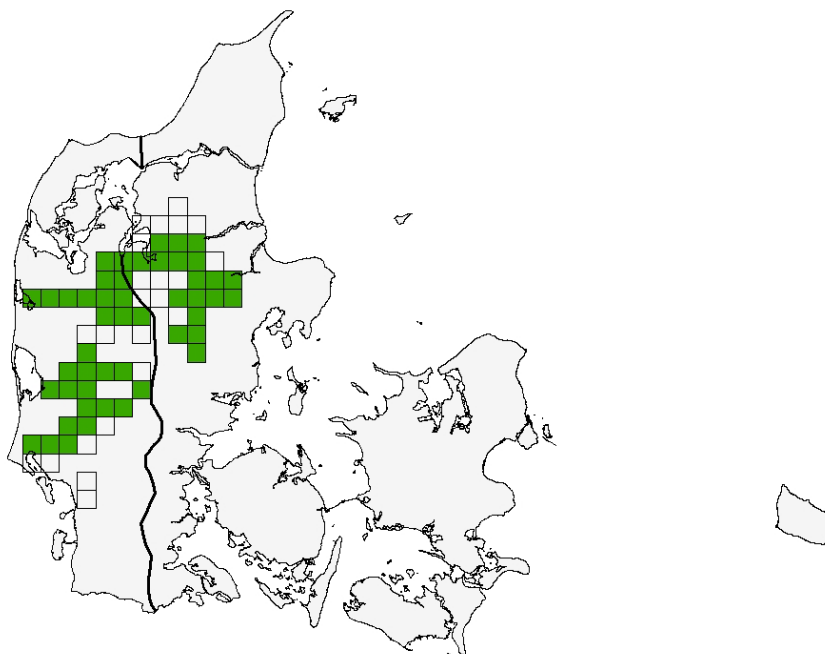
I Danmark siges arten kun at yngle i store iltrige vandløb, særligt 3260 vandløb, men der er dog udenlandsk dokumentation for at den kan yngle i mange størrelser af åer og vandløb. Fra 1,5 meter til 50 meter i bredden og dette synes ikke her at spille nogen rolle for larvernes udvikling (Kuhn og Burbach 1998). Dette bakkes op af pletvise observationer i mindre danske vandløb (Naturbasen 2022).

I en undersøgelse af exuvier (afskudte nymfehuder) fra Bayern rapporteres det at nymfehabitat primært er i vandløb af 1.5 til 50 meters bredde med dybder på mellem 50 og 120 cm. Vandgennemstrømningen var mellem 0.2 og 0.4 m/sek. Og der var en maksimal skygning på 30 % fra den tilstødende skov (Kuhn og Burbach 1998).

En undersøgelse af Grøn kølleguldsmed, som havde til formål at skabe et bedre kendskab til artens habitatvalg i Gudenåen, konkluderede at arten er ret udbredt på hele strækningen fra Silkeborg Langsø til Kongensbro, hvor der findes egnede levesteder. Arten synes at foretrække de mere lavvandede områder med god, men ikke hård strøm, godt stabilt og gerne noget groft substrat (CPOM), herunder kviste og grene fra eksempelvis rødél. Arten foretrækker de mere uforstyrrede områder, hvor der er variation i strømlæ og hvor der ikke er tydelige spor af grødeskæring. Arten synes ligeledes ikke at forekomme på strækninger eller i områder med nogen eller meget fint partikulært materiale (FPOM) (Mortensen og Bell 2021). Denne undersøgelse undersøgte dog ikke de omkringliggende habitater i forhold til de voksnes habitatkrav, hvilket der generelt foreligger meget lidt dokumentation for.

## 21.3 Udbredelse

**Figur 21.2.** Forekomst og udbredelse af grøn kølleguldsmed i kvadrater på 10x10 km<sup>2</sup> ved den nationale overvågning i 2004-2021. Grøn firkant angiver kvadrat med fund af arten, og åben firkant angiver undersøgt kvadrat uden fund. Grænsen mellem den atlantiske og den kontinentale biogeografiske region er vist på kortet med en sort streg.



**Tabel 21.1.** Udviklingen forekomst og udbredelse af grøn kølleguldsmed i de seneste to overvågningsperioder. Tallet i parentes angiver det antal lokaliteter/UTM-kvadrater som blev besøgt.

Overvågningsperiode	UTM-kvadrater	Lokaliteter
2014-2017	29 (45)	46 (123)
2018-2021	46(63)	77 (118)

### Spredningsevne

Voksne hanner er registreret langt fra ynglehabitatet og kan bevæge sig helt op til 10 km (Suhling m.fl. 2003). Nymferne graver sig hurtigt ned i sedimentet og undgår derved at drive med strømmen (Suhling og Müller 1996). Derved formodes det at de er relativt stedfaste.

Ifølge Rødlisten 2019 er artens udbredelsesområde under udvidelse, idet arten tilsyneladende tager nye vandløbsstrækninger eller nye vandsystemer i brug både mod syd, vest og nord i Jylland. Dette bakkes op af både punktvis observationer af arten samt den dokumenterede fremgang i NOVANA overvågningen

## 21.4 Registrerings- og overvågningsmetodikker

Arten overvåges ekstensivt i NOVANA-programmet. Den registreres ved visuel observation af voksne individer i flyvetiden suppleret med eventuelle fund af exuvier som dokumentation for yngleføremkomst. Det registreres, hvilke 10x10 UTM-kvadrater der er positive for arten, hvilke den er forsvundet fra, og hvilke den er indvandret til" (Søgaard 2017).

Arten eftersøges primært i de større danske vandløb og i habitater der lever op til habitatbeskrivelsen. Baseret på udenlandsk litteratur samt punktvis forekomster kan der være grund til at formode at overvågningens omfang ikke dækker hele artens udbredelse. Det anbefales derfor at udvide eftersøgningen

til også at indbefatte mindre vandløb hvor voksne individer af arten er rapporteret fra via øvrige kilder, eg. Arter.dk og Naturbasen.

En eDNA baseret overvågningsmetode er for nyligt vurderet i forhold til omkostning, effektivitet og udviklingstrin. Det blev her konkluderet at larvens levevis muliggør at eDNA prøver ekstraheret fra vandløbsprøver, vil kunne bruges som screeningsværktøj, men at metoden kræver yderligere udvikling og afprøvning og derfor stadig er ret omkostningsfuld som metode (Andersen og Therkildsen 2020).

## 21.5 Trusler mod arten

**Grødeskæring:** I kraft af nymfens nedgravede levevis i sandbunden på uforstyrrede lokaliteter, samt at dens larvestadie varer 3-4 år, vurderes det at grønne skæring potentielt vil kunne påvirke 4 generationer af grøn kølleguldsmed. Dertil kommer undersøgelsen af Gudenåstrækningen nedstrøms Silkeborg Langsø og frem til Kongensbro vurderer at arten ikke i samme grad opholder sig på lokaliteter med udført grønne skæring (Mortensen og Bell 2021). Efter som nymfens mobilitetsmønstre eller modstandsdygtighed overfor grønne skæringen ikke er grundigt nok undersøgt, kan det på nuværende tidspunkt ikke konkluderes hvorvidt nymferne går til grunde eller vil etablere sig længere nedstrøms ved grønne skæring. I så fald forudsættes at der forefindes passende habitater.

**Nedgang i vandkvalitet:** Tilførsel af overfladevand enten via dræn eller afløb fra omkringliggende marker og derved kvælstofholdige forbindelser og kobber kan udgøre en markant risiko for arten (Buchzynski 2012). Ligeledes vil øvrige punktkilder af tungmetaller eksempelvis fra industrielle afløb medføre en ændring i pH, iltindhold og temperatur som derved vurderes at forringe artens nymfehabitat (Cai 2010).

**Tilgroning:** Arten trives i vandløb med op til 30 procent udskygning og trusler mod arten indbefatter derfor tilgroning der overstiger dette (Kuhn og Burbach 1998).

**Regulering af vandløb, dræn, grøftning samt vandindvinding** til eksempelvis markvanding, er alle sammen faktorer som er med til at skabe forringelser i nymfehabitatet via ændret vandløbets fysiologi (Kalkman 2010).

**Bådtrafik:** Tung bådtrafik, som skaber ekstraordinære bølgeskulp kan udgøre en trussel, for de nyligt forvandlede voksne individer (Kalkman 2010).

**Klimaændringer:** Det er estimeret, at grøn kølleguldsmed, i et fremtidigt klima, vil have en reduceret forekomst i Danmark men udvider sin udbredelse mod Nordøsteuropa (Jaeschke m.fl. 2013). Dette beror dog på et spinkelt datagrundlag og skal løbende vurderes (Teermat m.fl. 2019).

## 21.6 Generelle og specifikke forvaltningstiltag

Oprensning af mudrede flodbanker hvor sediment fjernes og blotlægger en mere grus og sandholdig flodbund, har vist sig positivt for artens kolonisering såfremt dens øvrige levestedskrav er opfyldt. Dette forudsætter, at arten ikke allerede er til stede på lokaliteten og at arten findes indenfor koloniseringsradius (10 km.) (Buczyńska og Buczyński 2019).

Et tysk studie har undersøgt guldsmedefaunaen langs floden Oder med henblik på at se på effekten af høfder på stærkt regulerede flodstrækninger. Grøn kølleguldsmed var positivt korreleret med habitaterne på spidsen af disse høfder hvor strøm- og fysisk-kemiske forhold var forbedret i relation til en lige strækning uden disse installationer (Buchzynski 2017). Der foreligger ingen dokumentation for effekterne i mere naturlige habitater, men det vurderes at kunne påvirke naturlige strøm- og bundforhold negativt, da disse ændres og der dannes stillestående, mudrede flodbanker.

Vandløbsrestaurering: Som følge af vandløbsrestaureringen af Skjern å er habitaterne for grøn kølleguldsmed forøget. Andelen af grus og sandbund er således øget og mudderbund er gået tilbage. Det har medført at grøn kølleguldsmed hurtigt blev udbredt i hele den nedre del af Skjern å og Omme å system (Andersen 2005). Nu findes arten på flere strækninger i Skjern å (NOVANA 2020).

Vandløbsnære arealer: Artens fremgang i Danmark tilskrives i stor stil de store LIFE vandløbsrestaureringsprojekter hvor blandt andre Skjern å er blevet genslynget, som derved også har forbedret status for de vandløbsnære arealer, såsom engene omkring Skjern å systemet (Kristensen m.fl. 2014). Dette har mindsket næringstilførselen og forbedret vandkvaliteten. Set i lyset af artens sensitivitet overfor tilførsel af miljøfremmede stoffer fra overfladevand vurderes tiltag som medvirker til bedring af vandkvalitet at være gavnlig for arten (Ketelar 2010). Herunder ekstensivering af vandløbsnære arealer og lukning af punktkilder fra industri samt drift af marker og skov (Baatrup m.fl. 2017). LIFE midler blev også anvendt til at forbedre bevaringsstatus for overdrev, enge og øvrige vandløbsnære arealer, hvilket derfor må vurderes at have haft en indirekte rolle i fremgangen for grøn kølleguldsmed via forbedret vandkvalitet. Effektovervågning har dog primært været målrettet de direkte effekter i terrestriske habitater (Nygaard m.fl. 2021).

Rydning af opvækst: En vigtig del af artens habitat er vegetationstrukturen omkring vandløbet. Den trives hvor der er lidt trævækst og udskygningen ikke overskrider 30 procent. Der foreligger ikke egentlige danske undersøgelser på effekterne af at rydde opvækst i dens potentielle habitater, men baseret på de udenlandske studier af dens habitatvalg, vurderes det at en forbedring af de strukturelle forhold, er gavnligt for arten og vil forbedre dens overordnede habitat.

### **Andre forhold relevante for forvaltningstiltag**

Der foreligger ingen umiddelbar dokumentation for at forvaltningstiltag målrettet grøn kølleguldsmed kan være skadeligt for andre bilag IV arter tilknyttet den ripariske zone. Dog er skellet mellem tør og våd natur blevet skarpere og arter, som overvintrer i tidvis fugtige enge, såsom hedepletvingen (bilag II), kan være følsomme overfor længerevarende oversvømmelse af habitatet. Dette er gældende for flere af vores andre sommerfuglearter, såsom mose-randøje.

Grøn mosaikguldsmed (bilag IV) kan til tider yngle i kanaler og grøfter med planten krebseklo. Hvis disse lukkes i forbindelse med genindførelse af naturlig hydrologi, vil det få konsekvenser for populationen.

## 21.7 Referencer

Andersen, J M (red.) 2005: Restaurering af Skjern Å. Sammenfatning af overvågningsresultater 1999-2003. Danmarks Miljøundersøgelser. 96 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 531.

Andersen, L.W. & Therkildsen, O.R. 2020. Overvågning af bilag II- og IV-arter baseret på eDNA – muligheder og begrænsninger. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 74 s. - Videnskabelig rapport nr. 367 <http://dce2.au.dk/pub/SR367.pdf>

Baatrup-Pedersen, A., Kjeldgaard, A., Jepsen, N., Nielsen, J., Rasmussen, J.J., Andersen, H.E. & Larsen, S.E. 2017. Opdatering af naturfaglige kriterier for afgrænsning af vandløb. Notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi.

Buczynski, P. (2012). Dragonflies (Odonata) of the left-bank Bug River valley between Wlodawa and Koden (middle-eastern Poland). *Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Szczecińskiego. Acta Biologica*, (19).

Buczyński P., Szlauer-Łukaszewska A., Tończyk G., Buczyńska E. (2017) Groynes: a factor modifying the occurrence of dragonfly larvae (Odonata) on a large lowland river. *Marine and Freshwater Research* 68, 1653-1663. <https://doi.org/10.1071/MF16217>

Buczyńska E, Buczyński P. 2019. Survival under anthropogenic impact: the response of dragonflies (Odonata), beetles (Coleoptera) and caddisflies (Trichoptera) to environmental disturbances in a two-way industrial canal system (central Poland) *PeerJ* 6:e6215.

Cai, Q. (2010). Effects of heavy metals on benthic macroinvertebrate communities in high mountain streams. *Annales De Limnologie - International Journal of Limnology*.

Jaeschke, A., Bittner, T., Reineking, B., & Beierkuhnlein, C. (2013). Can they keep up with climate change? – Integrating specific dispersal abilities of protected Odonata in species distribution modelling. *Insect Conservation and Diversity*, 6, 93–103. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2012.00194.x>

Kalkman, V. J., (2010) *Ophiogomphus cecilia*. The IUCN Red List of Threatened Species 2010: e.T15364A4524729 on 04/04/2018.

Ketelaar, Robert. (2010). Recovery and further protection of rheophilic Odonata in the Netherlands and North Rhine- Westphalia. *Brachytron*. 12. 38-49.

Kristensen, E.A. Kronvang, B. Wiberg-Larsen, P. Thodsen, H. Nielsen, C. Amor, E. et al. 10 years after the largest river restoration project in northern Europe: hydromorphological changes on multiple scales in river Skjern. *Ecol. Eng.*, 66 (2014), pp. 141-149.

Kuhn, K., Burbach, K. Stuttgart, Ulmer, E. (red.). 1998. *Libellen in Bayern*. Hohenheim. ISBN 3-8001-3495-0. OCLC 50381426.

Mortensen, K., Bell, N. Grøn Kølleguldsmed i Gudenåen i habitatområde H45. 2021. Notat udarbejdet for Silkeborg Kommune af WSP.

<https://www.gudenaakomiteen.dk/media/173834/groen-koelleguldsmed-i-gudenaen-i-habitatomraade-h45-september-2021.pdf>

Naturbasen. (2013, May 2). Grøn Kølleguldsmed (*Ophiogomphus Cecilia*). Naturbasen. Retrieved November 8, 2022, from <https://www.naturbasen.dk/art/2153/groen-koelleguldsmed>

NOVANA. (2020, September 2). Grøn kølleguldsmed. Retrieved November 8, 2022, from <https://novana.au.dk/arter/novanaau-arter-2020/groen-koelleguldsmed>

Nygaard, B., Fløjgaard C., Fredshavn, J.R. & Ejrnæs, R. 2021. NOVANA 2020. Effektovervågning af terrestriske naturtyper. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 50 s. - Videnskabelig rapport nr. 477. <http://dce2.au.dk/pub/SR477.pdf>

Rasmussen, J.F. 2007. Grøn kølleguldsmed *Ophiogomphus cecilia*. – I: Søgaard, B. & Asferg, T.(red.): Håndbog om dyrearter på Habitatdirektivets bilag IV - til brug i administration og planlægning. – Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. Faglig rapport fra DMU, nr. 635: 207-211.

Suhling, F., & Müller, O. (1996). Die Flussjungfern Europas. – Die neue Brehm-Bücherei. Bd. 628. Magdeburg (Westarp Wissenschaften)

Suhling, F., Werzinger, J. & Müller, O. (2003) *Ophiogomphus cecilia* (Fourcroy, 1785). Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000: Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Band 1: Pflanzen und Wirbellose (ed. by B. Petersen, G. Ellwanger, G. Biewald, U. Hauke, G. Ludwig, P. Pretscher, E. Schröder and A. Ssymank), pp. 593–601. Landwirtschaftsverlag, Bonn - Bad Godesberg, Germany.

Søgaard B. 2017. Overvågning af grøn kølleguldsmed. Teknisk anvisning til ekstensiv overvågning fra DCE's Fagdata-center for Biodiversitet og Terrestrisk natur; Nr. A06, Ver.2. Revideret 18.04.2017. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 2017. 9 s.

Termaat, T, van Strien, AJ, van Grunsven, RHA, et al. Distribution trends of European dragonflies under climate change. *Divers Distrib.* 2019; 25: 936–950. <https://doi.org/10.1111/ddi.12913>

## 22 Natlyssværmer

*Proserpinus proserpina*

Af Ole Roland Therkildsen

**Figur 22.1.** Voksen natlyssværmer, Foto af Lucarelli, CC BY-SA 3.0 Wikimedia Commons



### 22.1 Status

Natlyssværmer, der tilhører familien af aftensværmere (*Sphingidae*), findes i Danmark primært i den sydøstlige del af landet, hvor den må antages af have et antal levedygtige bestande, mens der er gjort spredte fund på Fyn og Sjælland samt et enkelt fund i Jylland. Størrelsen af den danske bestand er ikke kendt, men der er ingen tvivl om, at arten er i fremgang og, at udbredelsesområdet dermed vil øges i de kommende år.

### 22.2 Levevis

Natlyssværmer er tilknyttet tørre biotoper som ruderaer, sandede brakmarker og sandede, udyrkede arealer, skovrydninger og skovrande, men findes også på mere fugtige biotoper som fx staudebræmmer langs vandløb og grøfter samt på lysåbne arealer på fugtig, næringsrig lerjord. I Danmark har arten dog primært koloniseret tørre biotoper, der ofte er karakteriseret ved at være udsat for en vis grad menneskelig forstyrrelse, men den letgenkendelige larve er i mange tilfælde også fundet i villahaver.

Larvens værtsplante er typisk forskellige pionérarter, som fx rødfrugtet natlys (*Oenothera rubricaulis*), gederams (*Epilobium angustifolium*), lådden dueurt (*Epilobium hirsutum*) og kær-dueurt (*Epilobium plautre*). I Danmark er larven dog typisk fundet på gederams og dueurt.



Den voksne natlyssværmer fouragerer på nektarrige planter, fx syren (*Syringa vulgaris*), slangehoved, (*Echium vulgare*), lavendel (*Lavandula angustifolia*) og arter i nellikefamilien (*Caryophyllaceae*), gedebladfamilien (*Caprifoliaceae*), læbeblomstfamilien (*Lamiaceae*) og ærteblomstfamilien (*Fabaceae*).

Natlyssværmer har én årlig generation i Danmark. De voksne individer observeres i Danmark primært fra starten af maj indtil udgangen af juni, mens larver i de sidste stadier typisk ses i juli og august. Æggene, der er ca. 1 mm i diameter, lægges enkeltvis på undersiden af bladene på værtsplanten – ofte tæt på blomsterstanden. I de tidlige larvestadier ses ofte ædende på oversiden af blade, mens de på natlys også æder blomsterne. De store larver ses ofte siddende på bladstænglen med hovedet nedad mod en bladstilk. I de sidste stadier forlader larven ofte værtsplanten om dagen for at gemme sig ved plantens stængel eller i nærheden. Den fuldt udvoksede larve, der er 60-70 mm lang, forpupper sig sidst på sommeren i jorden eller på jordoverfladen, skjult under plantedele. Larven kan tilbagelægge >100 m i sin søgen efter et egnet forpupningssted (Trautner & Hermann 2011b). Puppen overvintrer indtil maj, hvor forvandlingen til den voksne sommerfugl finder sted.

### 22.3 Udbredelse

Natlyssværmer blev første gang fundet i Danmark i maj 2005 på Falster og Lolland. Baneterrænet ved Rødbyhavn udgjorde formentlig det første faste levested for arten i Danmark. Natlyssværmer er sidenhen fundet på et større antal lokaliteter på Lolland, Falster og Møn samt Sjælland. Der er desuden gjort et larvefund i Aarhus, som er den hidtil nordligste registrering i Danmark, på Fyn, Tåsinge og Thurø. Det må på denne baggrund antages, at natlyssværmer har flere levedygtige bestande i Danmark, primært på Lolland, Falster og Møn (Arter).

### 22.4 Registrerings- og overvågningsmetodikker

I Danmark er der begrænsede erfaringer med systematisk overvågning af natlyssværmer, idet arten først for nylig er blevet omfattet af NOVANA-programmet.

Ifølge den tekniske anvisning for overvågningen (Therkildsen m.fl. 2017) baserer denne sig på lyslokning og visuel eftersøgning af individer af natlyssværmer i flyvetiden samt registrering af larver – enten visuelt og/eller ved ketsjning/nedbankning af værtsplanterne.

Natlyssværmer eftersøges i flyvetidens optimum som strækker sig over 2-3 uger i perioden fra først i maj til sidst i juni, når vejrforholdene er gunstige for overvågning. Det skal være vindstille, tørt og ikke under 10 grader. Lyslokning udføres i aften- og nattetimer, når mørket falder på efter solnedgang. Den visuelle eftersøgning foretages på dage og tidspunkter på dagene, hvor der er optimale forhold for at registrere flyvende individer af natlyssværmer. Det indebærer, at lokaliteten kun besøges under optimale vejrforhold, dvs. min. 18 grader C, overvejende sol og højst let vind.

Natlyssværmer flyver ofte forholdsvis tidligt om aftenen, inden det er blevet helt mørkt, hvorfor lyslokningen tilsyneladende ikke er lige så effektiv som for andre arter, der flyver senere om aftenen og ud på natten (Trautner & Hermann 2011b, Rennwald 2005).

Fra 5. hudskifte er larven hovedsageligt nataktiv. Om dagen skjuler den sig ved værtsplantens base eller nær værtsplanten. Larverne vokser meget hurtigt og kan under optimale forhold gennemføre larvestadiet, dvs. perioden fra ægget klækker til forpupning, på 14 dage (Ebert 1994).

Larvetiden ligger normalt inden for perioden juli-august, men kan dog variere fra år til år afhængigt af vejrforholdene. Små larver, der typisk sidder på den øverste tredjedel af stænglen eller umiddelbart under blomsterstanden, indsamles med ketcher fra mindre og ikke for stive værtsplanter, mens større larver findes ved at banke dem ned fra større planter. Larvernes afføring afslører ofte dens tilstedeværelse (Rennwald 2020).

## 22.5 Trusler mod arten

I forbindelse med EU-medlemslandenes nationale indrapportering af bevaringsstatus for arter under Habitatdirektivets Artikel 17 i 2019, blev "Brug af pesticider i landbruget", "Andre ændringer af økosystemer", "Ændringer af dyrkningspraksis", "Ændringer af landbrugsparceller" og "Ændringer i tilstanden af vådområder" angivet som de vigtigste trusler for natlyssværmer. Danmark indrapporterede ikke bevaringsstatus for natlyssværmer i 2019, da arten på daværende tidspunkt ikke var omfattet af det nationale overvågningsprogram. Der er således ikke foretaget en vurdering af de potentielle trusler for arten i Danmark.

Det må antages, at mindst ét af livsstadierne æg, larve og puppe vil kunne findes på levestedet på et givent tidspunkt af året. Det skyldes primært at de sidste pupper først forvandles, efter at de første æg er lagt i begyndelsen af maj. Det er derfor næppe muligt at planlægge gennemførelsen af fx anlægsarbejder på tidspunkter af året, hvor det kan udelukkes, at bestanden ikke vil kunne påvirkes negativt. Det dog vigtigt at være opmærksom på, at mekanisk forstyrrelse, fx fjernelse af muldlaget eller andre aktiviteter, der hæmmer tilgroning, omvendt kan fremme etableringen af værtsplanterne og dermed øge levestedets værdi for natlyssværmer.

## 22.6 Generelle og specifikke forvaltningstiltag

Der foreligger så vidt vides ingen danske erfaringer med forvaltningstiltag rettet direkte mod natlyssværmer. På baneterrænet ved Rødbyhavn har man iværksat ekstensiv græsning med geder med henblik på at hindre tilgroning af arealet, men dette tiltag er ikke rettet specifikt mod natlyssværmer og det vides ikke, hvilken effekt tiltaget måtte have haft på arten. Det er vigtigt at sikre, at græsningen tillader opvækst af værtsplanter og det er derfor vigtigt, at den ikke er for intensiv i den periode, hvor der findes æg og larver, dvs. fra begyndelsen af maj til august.

Trautner & Hermann (2011a) bemærker, at forvaltningstiltag, der tilgodeser natlyssværmer, ikke nødvendigvis stemmer overens med den gængse opfattelse af, hvad der er god landskabs- og naturpleje. De foreslår etablering af arealer med forekomster af værtsplanterne med henblik på at forbedre levestedets funktionalitet. Arealerne må ikke slås årligt og for at undgå skygge må der ikke plantes træer og buske. Dette gælder også solitære træer og buske. Bestanden af værtsplanter skal forynges ved en form for mekanisk forstyrrelse på dele af arealet, fx pløjning, fræsning eller komprimering, hvorefter det forstyrrede område efterlades urørt i 3-5 år (Trautner & Hermann 2011a).

I en konkret sag fra Tyskland gennemgår Trautner & Hermann (2011b), hvor myndighederne gav dispensation til at udlægge erstatningsarealer svarende til det areal, der ville blive påvirket af et anlægsarbejde. Man etablerede således 0,8 ha, som erstatning for et berørt areal på 0,7 ha. Arealet blev udlagt med råjord ved hjælp af pløjning og man lod fremspiring ske fra den eksisterende frøpulje. Det var ikke nødvendigt at tilså arealerne, men det havde været en mulighed, hvis værtsplanterne ikke havde etableret sig naturligt. Der blev sikret foryngelse af vegetationen ved jævnlige forstyrrelser, dvs. hvert 3-5 år, med tungt udstyr (se ovenfor), der skulle sikre tilstedeværelsen af spirebede for værtsplanterne. Allerede året efter etablering af erstatningsarealet blev natlyssværmerlarver konstateret på arealet, men arten forsvandt dog senere, hvorfor det var nødvendigt at iværksætte yderligere tiltag med henblik på at forbedre habitatet.

Eksemplet illustrerer, at det med forholdsvis enkle midler er muligt at etablere erstatningsarealer for natlyssværmer. Dette skyldes primært, at værtsplanterne er pionérarter. Eksemplet viser desuden, at det er nødvendigt at sikre en efterfølgende overvågning, der løber over flere år, så det med sikkerhed kan konstateres, at erstatningsarealet udgør et egnet levested.

## 22.7 Andre forhold og relevante for forvaltningstiltag

Da natlyssværmer er tilknyttet levesteder, der som oftest ikke er omfattet af naturbeskyttelsesloven, men derimod baneterræner, industriområder, grusgrave, byggepladser, haver, m.v. er det særligt vigtigt at være opmærksom på forekomster af arten, fx indikeret af tilstedeværelsen af potentielle værtsplanter, i forbindelse med anlægsarbejder eller andre aktiviteter.

## 22.8 Referencer

Arter. Miljøstyrelsen, Statens Naturhistoriske Museum. Hjemmeside besøgt d. 9. dec. 2022.

Ebert, G. (red.). 1994. Die Schmetterlinge Baden-Württembergs, Band 3: Nachtfalter 1. Karlsruhe, Tyskland.

Hermann, G. 2020. Nachtkerzenschwärmer (*Proserpinus proserpina*). Erfahrungen bei der Berücksichtigung einer streng geschützten Schmetterlingsart in Planungs- und Zulassungsvorhaben. Artenschutz und Biodiversität 1(1): 1-19.

Hermann, G., Trautner, J. 2011a. Der Nachtkerzenschwärmer in der Planungspraxis. Habitate, Phänologie und Erfassungsmethoden einer „unsten“ Art des Anhangs IV der FFH-Richtlinie. Naturschutz und Landschaftsplanung 43 (10), 293-300.

Therkildsen, O. R., Helsing, F., & Søgaard, B. 2017. Overvågning af natlyssværmer *Proserpinus proserpina*. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. Teknisk anvisning nr. A11. [http://bios.au.dk/fileadmin/bioscience/Fagdatacentre/Biodiversitet/TA11\\_Proserpina\\_160517.pdf](http://bios.au.dk/fileadmin/bioscience/Fagdatacentre/Biodiversitet/TA11_Proserpina_160517.pdf)

Trautner, J., & Hermann, G. 2011b. Der Nachtkerzenschwärmer und das Artenschutzrecht. Vermeidung relevanter Beeinträchtigungen und Bewältigung von Verbotstatbeständen in der Planungspraxis. Naturschutz und Landschaftsplanung, 43(11), 343-349.

## 23 Tykskallet malermusling

### *Unio crassus*

Af Peter Wiberg-Larsen

**Figur 23.1.** Tykskallet malermusling bliver op til 8-10 cm lang, og kendes på sine meget kraftige, tykke skaller, som er relativt ens afrundede i for- og bagenden. På billedet ses levende *Unio crassus* fra Hågerup Å ved Rodal. Dyrene varierer i længde fra 24 til 73 mm (foto: Frank Gert Larsen).



### 23.1 Status

Tykskallet malermusling lever i Danmark i kalkrige vandløb, hvor bunden består af grus/sand og strømmen er moderat. Desuden kræver den god vandkvalitet i form af lavt indhold af let omsætteligt organisk stof og fint partikulært stof. Den findes kun i Odense Å- og Stavis Å-systemet på Fyn og Suså-systemet på Sjælland. Dens formering kræver, at de små larver kan snylte på gællerne af en egnet værtsfisk. Elritse er generelt den vigtigste værtsfisk, idet hvidfinnet ferskvandsulk formodentlig har været vigtigst i Suså. Efter parasiteringsfasen lever de små muslinger nedgravet i sedimentet i 2-3 år, hvor de kræver god gennemstrømning af iltigt vand. Når de er 10-12 mm lange, placerer de sig i sedimentoverfladen og forbliver der i resten af deres levetid, som er mindst 60-70 år. Arten er rødlistet som truet (EN), fordi bestandene vurderes i tilbagegang pga. manglende rekruttering og aldring. Kun i Hågerup Å (tilløb til Odense Å) er der p.t. en stabil population. Via det delvist finansierede projekt UC-LIFE søges bestandene styrket via udsætning af elritser i Rydså (hvor arten har været uddød), muslingelarve-parasiterede elritser i Sallinge Å (et tilløb til Odense Å), samt udsætning af svenske voksne individer af hvidfinnet ferskvandsulk (hvor arten har været uddød), samt udsætning af opdrættede fynske elritser samme steds. Desuden foretages habitatforbedringer i Suså.

### 23.2 Levevis

Muslingen (figur 1) er særkønnet, men det er umuligt at skelne han fra hun på ydre kendetegn. Hunnen, der er formeringsdygtig i som 3-4 årig, producerer op til 370.000 æg, som efter befrugtning udvikles til små larver (såkaldte

glochidier) i dens gæller. Herfra slippes larverne ud i vandet, hvor de inden 3 dage skal nå at hæfte sig fast på gællerne af en egnet værtsfisk. Ellers dør de. På værtsfisken udvikles de i løbet af 3-5 uger til "rigtige" muslinger, som lader sig falde ned på bunden af vandløbet. I løbet af de følgende 2-3 år lever de små muslinger helt nedgravet i sedimentet ned til ca. 3 cm's dybde. Klarer de små muslingerne at vokse til ca. 10-12 mm længde, placerer de sig i overfladen af sedimentet og forbliver på stort set samme sted resten af deres liv - i Danmark op til mindst 60-70 år (Wiberg-Larsen, upubliceret). I fynske (og tidligere jyske) populationer er elritse den vigtigste værtsfisk, formodentlig fordi den er tilpas talrig og let lader sig inficere af, men ikke opbygger resistens imod muslinge-larverne. I Suså-systemet har den uddøde hvidfinnet ferskvandsulk (se dog under "Generelle og specifikke forvaltningstiltag") formodentlig været den dominerende værtsfisk, selvom også elritsen forekommer her.

Både unge og voksne muslinger er meget stedfaste. De voksne bevæger sig typisk kun få meter op- eller nedstrøms. Hunnerne foretager specifikt vandringer mod lavvandede områder langs vandløbets bredder for at gyde.

Tykskallet malermusling lever af fin-partikulært materiale i form af mikroalger, bakterier, samt dødt organisk stof, som hos de voksne individer filtreres fra vandløbsvandet via gæller. Restprodukterne udskilles som partikler. Muslingerne filtrerer store mængder vand (op til 3-4 liter/time) og bidrager derved i vandløbets stof- og energiomsætning. De helt unge muslinger mangler gæller og optager organiske partikler via såkaldte cilier placeret på deres fod.

Ovenstående beskrivelse bygger på oplysninger fra Larsen & Wiberg-Larsen (2006) samt referencer i samme publikation. Flere detaljer om artens levevis findes i Larsen & Wiberg-Larsen (2006) og Schneider & Österling (2018).

**Figur 23.2.** Tykskallet malermusling findes relativt talrigt i Odense Å – blandt andet ved Kratholm ved Bellinge sydvest for Odense (foto: Frank Gert Larsen).



#### **Levested**

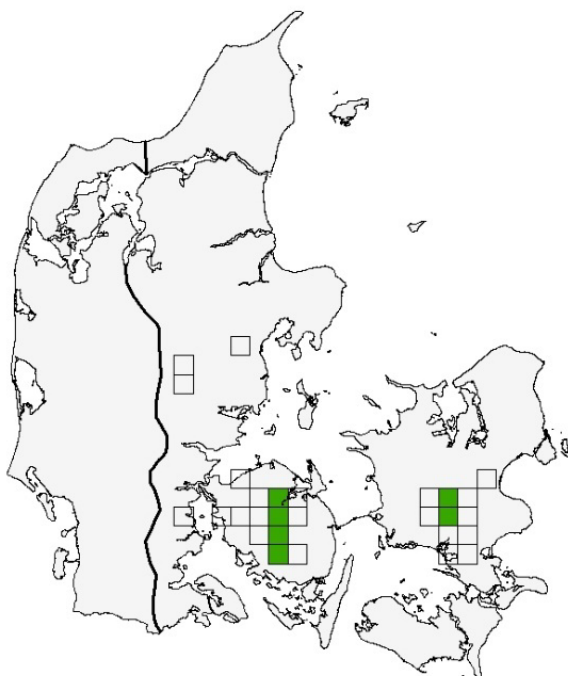
Den tykskallede malermuslings levested er knyttet til mellemstore til større vandløb (figur 23.2), som stort set dækkes af habitat naturtype 3260 ("Vandløb med vandplanter"). Vandløbene findes geografisk i områder med kalkholdigt vand – dvs. området øst for israndslinjen (se fx Larsen & Wiberg-Larsen 2006).

Arten forekommer således ikke i de vestjyske kalkfattige vandløb. Muslingerne forekommer på stabil sandbund, typisk iblandet groft grus og spredte sten (Larsen & Wiberg-Larsen 2006, samt referencer heri). Den undgår stryg og foretrækker moderat strømmende, ofte forholdsvist dybt vand. De brednære områder er ofte galleriskov, som bidrager til afskærmning mod solen. Både helt unge og voksne muslinger foretrækker tilsyneladende samme type levested. Men de unge muslinger, som lever helt nedgravet i sedimentet (sand), er helt afhængige af en tilstrækkelig god vandgennemstrømning og optimalt højt iltforhold. Sandet skal derfor være uden for store mængder fint organisk stof eller silt. De voksne muslinger er mere robuste, og rekrutteringen af unge muslinger er derfor sammen med parasitteringsfasen kritisk for populationernes overlevelse. I international litteratur angives et forhøjet indhold af nitrat i vandløbsvandet at være en af hovedfaktorerne for artens tilbagegang (Zettler & Jueg 2007). Således forekommer unge muslinger kun ved koncentrationer af NO<sub>3</sub>-N omkring og under 2 mg/L. Der er imidlertid ingen indikationer på, at disse koncentrationer har en direkte toksisk virkning (Köhler 2006), men snarere skal opfattes som en "proxy" for landbrugspåvirkning (se under "trusler").

### 23.3 Udbredelse

Arten er i Danmark kendt fra det østlige Jylland, Fyn og Sjælland. Den blev i efteråret 2000 eftersøgt på alle dens tidligere kendte levesteder bortset fra Odense Å (Skriver 2002). Der blev ikke fundet levende dyr på nogen af lokaliteterne, men flere steder forekom der tomme skaller, typisk af ældre dato. Undersøgelser på Fyn i 2003-2006 påviste til dog bestande i Odense Å, dens tilløb Hågerup Å og Ryds Å i Stavis Å-systemet (Larsen & Wiberg-Larsen 2006).

**Figur 23.3.** Udbredelseskort for tykskallet malermusling under NOVANA overvågningen. Overvågningen er opdelt i to perioder: 2007-2009 og 2012-2015. Der er ikke foretaget overvågning siden 2015.



NOVANA overvågningen (Figur 23.3), hvor en række kendte og potentielle lokaliteter er undersøgt (Tabel 23.1), har sidenhen yderligere påvist forekomst af arten i Suså-systemet (Tabel 23.2). Det er dog usandsynligt, at arten forekommer andre og oversete steder.



**Tabel 23.1.** Antal lokaliteter med forekomst af Tykskallet Malermusling under NOVANA i 2007-2009 og 2012-2015.

Region	2007-2009		2012-2016	
	Undersøgte lokaliteter	Positive lokaliteter	Undersøgte lokaliteter	Positive lokaliteter
Østlige Jylland	8	0	4	0
Fyn	47	10	40	14
Sjælland	24	2	26	3
I alt	79	12	70	17

**Tabel 23.2.** Lokaliteter med dokumenteret forekomst af tykskallet malermusling under NOVANA 2007-2022 (suppleret med enkelte andre fund\*\*). Angivet lokalitet og region (S – Sjælland, F – Fyn).

Lokalitet	År
Torpekanal (Opstrøms Ravnstrup Skovgrøft) (S)	2009
Torpe Kanal (Skullerup Bro) (S)	2009, 2015
Torpe Kanal (Opstrøms jernbanebro) (S)	2015
Suså (Vrangstrup) (S)	2015
Odense Å (Fruens Bøge) (F)	2013
Odense Å (nedstrøms Dalum Papirfabrik) (F)	2013, 2019*
Odense Å (Ellemølle) (F)	2013
Odense Å (Kraitholm) (F)	2009, 2013
Odense Å (nedstrøms Vibækrenden) (F)	2009, 2013
Odense Å (nedstrøms Damhavebækken) (F)	2009, 2013
Odense Å (nedstrøms Brobyværk) (F)	2013
Odense Å (opstrøms Brynemade) (F)	2012**
Hågerup Å (Hågerup) (F)	2009, 2013
Hågerup Å (Stilledal) (F)	2009, 2013
Hågerup Å (Espe Højlodder) (F)	2009, 2013
Hågerup Å (Lydinge Haver) (F)	2009, 2013
Silke Å (Hellelose) (F)	2011**
Rydså (Tarup, Ternevej) (F)	2009
Rydså (nedstrøms Rugaardsvej) (F)	2009, 2013
Rydså (Villemose) (F)	2009, 2013
Rydså (Pårup) (F)	2009, 2013

\*F.G. Larsen, personlig meddelelse

\*\* Sode m.fl. (2019)

Artens nuværende udbredelse omfatter således alene Fyn og Sjælland og kun 3 vandsystemer. Kun i Hågerup Å vides arten med sikkerhed at reproducere (rekruttere) sig tilfredsstillende. I selve Odense Å, hvor landets største bestand (skønnet til 39.000 individer 2012-2013) primært (ca. 70%) består af individer på 50-60 år og derover, foregår der formodentlig en begrænset rekruttering. Helt overvejende ældre individer forekommer i den lille bestand i Rydså, hvor rekruttering med sikkerhed ikke er forekommet i årevis pga. mangel på egnede værtsfisk. Bestanden i Suså-systemet er lille og formodentlig hidtil uden væsentlig rekruttering. Samlet set vurderes den samlede danske bestand at være i tilbagegang (Wiberg-Larsen, 2022).



## Spredningsevne

Muslingen spredes ved egen hjælp kun over korte afstande (få meter). Dens spredning er således helt afhængig af de værtsfisk, som i en kort periode bærer dens larver. Blandt disse værtsfisk vides især elritsen at foretage regelmæssige vandringer til egnede gydeområder (stryg med groft grus, hvor også ørreden gyder). Disse gydevandringer foregår maj – juli, nogenlunde sammenfaldende med muslingens gydning. Ud over gydevandringerne foretager 10-30% af en elritsebestand vandringer til andre områder. Spredning med værtsfisk kan dog kun finde sted inden for samme vandløbssystem.

### 23.4 Overvågningsmetodikker

Tykskallet malermusling registreres direkte på vandløbsbunden ved brug af vandkikkert under vadning (Wiberg-Larsen 2015). Det kræver dog, at vanddybden ikke overstiger 60-70 cm. Desuden er det helt afgørende, at vandet er helt klart og vejret lyst (solskin). Muslingerne kan relativt let ses, hvis deres skaller rager godt op over bunden. Sidder de i niveau med denne, kan de kun ses, når de bevæger deres ind- og udåndningsåbninger. Muslinger kortere end ca. 3 cm er altid meget vanskelige at se, ligesom registrering af de helt unge muslinger kræver opgravning af sandbunden, hvori de lever nedgravet. NO-VANA-overvågningen belyser primært artens udbredelse, men også i et vist omfang bestandstætheder, aldersstruktur, samt parasittering af elritser.

Forekomst af bestande kan også dokumenteres ved brug af eDNA (Prié m.fl. 2020, Stoeckle m.fl. 2021), en metode som dog endnu ikke har været anvendt i Danmark. Metoden kan også give et indtryk af bestandes størrelse, men derimod ikke af aldersstruktur og rekruttering.

### 23.5 Trusler mod arten

Arten trives bedst i naturligt slyngede, uregulerede vandløb, hvor der er stor variation i dybde, strøm- og bundforhold. Desuden kræver værtsfiskene elritse og hvidfinnet ferskvandsulk stenet/gruset bund for at kunne yngle; sidst nævnte behøver hulrum under sten, hvor æggene afsættes og efterfølgende vogtes af hannen. Udretning (regulering) af vandløb forringer derfor både muslingens og begge værtsfisks levevilkår, bl.a. på grund af øget sandvandring. Desuden er især de helt unge muslinger meget følsomme over for tilslamning af den sandbund, hvori de lever helt nedgravet.

Vandløbsvedligeholdelse i form af opgravning af sten-/grusbund er derfor ligeledes en trussel, ligesom omfattende grødeskæring vurderes at påvirker elritsen negativt.

Muslingen (og deres værtsfisk) kræver god vandkvalitet. Især er de helt små muslinger og fiskeæggene (elritse) meget sårbare for tilslamning af vandløbsbunden. Derfor skal udledninger af organisk stof begrænses mest muligt, herunder udledninger via regnvandsbetingede spildevandsudløb. Det gælder også udledning af suspenderet stof ved afvanding af befæstede arealer som fx veje. Erosion fra dyrkede marker og vandløbsbrinker bør ligeledes reduceres. Angivelsen af kritiske koncentrationer af NO<sub>3</sub>-N over ca. 2 mg/L (Zettler & Jueg 2007) er således formodentlig en "proxy" for landbrugspåvirkning, som bl.a. omfatter tilførsel af finkornet materiale. Ved artens danske forekomster er der typisk målt sådanne "høje" koncentrationer, herunder i Hågerup Å med Danmarks eneste population med rekruttering af unge muslinger (Tabel 23.3).

**Tabel 23.3.** Koncentrationer af NO<sub>3</sub>-N (mg/L) i vandløb med forekomst af tykskallet malermusling. Data fra NOVANA stoftransport m.v. (udtrukket via databasen ODA.dk). Værdierne er beregnede gennemsnit for perioden 2007-2021. Det samlede data sæt omfatter ca. 5100 enkeltmålinger gennem flere år.

Lokalitet	NO <sub>3</sub> -N (mg/L)	Rekruttering af unge muslinger	Aldersstruktur
Odense Å, Kratholm	3,2	Yderst begrænset	Aldrende, 70% af population ≥50-60 år
Hågerup Å, Hågerup	4,0	Ja	Variert
Rydså, Gransangervej	2,6	Nej	Aldrende, > 70 år
Suså, Vetterlev	5,1	Nej	"Gamle individer"

Tykskallet malermusling har en meget begrænset udbredelse og ethvert indgreb/påvirkning, der kan forringe eller ødelægge forholdene for arten, skal derfor undgås. Alle nuværende levesteder for arten – på nær forekomsten i Ryds Å - er udpeget som Natura 2000-område, hvor der gælder særlige regler for offentlig administration og planlægning. Myndighederne skal i administration og planlægning være opmærksomme på indgreb, der kan have negative konsekvenser for arten og dens værtsfisk.

### 23.6 Generelle og specifikke forvaltningstiltag

En række generelle foranstaltninger vil være til gavn for tykskallet malermusling og dens værtsfisk: (i) Skånsom vandløbsvedligeholdelse uden opgravning af den bund, som muslingen og dens værtsfisk foretrækker, (ii) forbedring/sikring af god vandkvalitet, (iii) naturgenopretning i form af genslyngning af udrettede vandløb, etablering af vådområder eller andre udyrkede, gerne træ- og buskbevoksede arealer langs vandløb (ikke mindst lavvandede, vandplantebevoksede områder langs bredden, hvor ynglen af elritse kan opholde sig), samt (iv) genintroduktion af muslinger og deres værtsfisk til steder, hvorfra de historisk er kendt.

#### Naturgenopretning:

Fyns Amt/Staten har i perioden 2003-2011 – med støtte via EU-LIFE - gennemført genslyngning af en ca. 10 km lang strækning af Odense Å nedstrøms for Nr. Broby, ligesom der i oplandet er etableret ca. 350 ha vådområder (se <https://naturstyrelsen.dk/naturbeskyttelse/naturprojekter/odense-aa-og-fjord-vand-og-natur/>). Projektets formål var ganske vist at begrænse kvælstofbelastning af Odense Fjord, men har også sigtet på at være til gavn for malermuslingen. Der er ikke foretaget undersøgelser til dokumentation af effekten af projektet.

I Odense Å har Odense Kommune desuden i 2020 fjernet en opstemning ved den tidligere Dalum Papirfabrik. Formålet var dels at sikre bedre passageforhold for ørred, men også af hensyn til tykskallet malermusling herunder dens værtsfisk elritsen (Sode 2014, Sode m.fl. 2019). Projektet er en del af UC-LIFE.

Suså-systemet er der via EU-LIFE midler (Kølmel 2021), på en ca. 18 km strækning af Suså fra Fensmark til nedstrøms for Vrangstrup, i 2021 startet etablering af sandfang og efterfølgende udlægning af sten.

Projektet, UC-LIFE, sigter specifikt på at gavne tykskallet malermusling (se <https://www.merelivisusaaen.dk/aktuelt/>). Målet er at sikre en bestand på mindst 7000 voksne individer.

### **Genintroduktion af muslinger og værtsfisk**

Fyns Laksefisk har i samarbejde med Odense Kommune i årene 2013/2015 udsat i alt 759 voksne elritser i Rydså omkring Pårup Hallen. Formålet var at genetablere den formodentlig i 1950'erne uddøde bestand i Staviså-systemet. Der er ikke foretaget undersøgelser af, om udsætningen har medført etablering af en bestand, men der er i 2017 fundet et enkelt individ opstrøms i systemet.

Fyns Laksefisk har i maj 2012 udsat 2000 små elritser i Sallinge Å (Bergman 2021), et større tilløb til Odense Å. Sallinge Å har tidligere huset en bestand af tykskallet malermusling. De udsatte elritser er opdrættet i egne bassiner, ud fra fynske forældrefisk. Derudover blev de forinden søgt inficeret med muslingelarver fra voksne muslinger indsamlet i Hågerup Å. Det er håbet, at udsætningen giver anledning til etablering af en ny muslingebestand i Sallinge Å, men der skønnes gå 3-5 år før det kan vurderes, om etableringen er lykkedes. Det er planen at gentage udsætningerne 2022-2023. Initiativet er en del af UC-LIFE.

Også som en del af UC-LIFE har Næstved Kommune i årene 2018, 2019, 2020 og 2021 udsat i alt 1400 hvidfinnede ferskvandsulke i selve Suså på i alt 3 lokaliteter (Kølmel personlig meddelelse 2021, Næstved Kommune 2021). De udsatte fisk stammer fra Sverige, hvor arten er en vigtig værtsfisk for muslingen, således som den også skønnes at have været i Suså. Af de udsatte fisk er 300 opdrættet af Fyns Laksefisk, alle baseret på svenske individer. Udsætningen har foreløbig resulteret i forekomst af yngel i foråret 2021. Ligeledes er i årene 2021 og 2022 udsat i alt 13600 stk. yngel af elritse på 5 lokaliteter i selve Suså (Kølmel 2022). De udsatte individer er alle opdrættet ved Fyns Laksefisk ud fra forældrefisk opfisket i Odense Å systemet.

Endelig har Fyns Laksefisk udført forsøg i mindre skala med akvarieopdræt af unge muslinger efter inficering af elritser. Der foreligger imidlertid endnu ingen resultater herfra. Det ellers være værdifuldt, at udvikle en sådan opdrætsmetode til udsætning af muslinger (og i nødvendigt omfang også elritser) i vandløb, hvorfra arten er forsvundet, men hvor forholdene igen synes gunstige (fx Brende Å, Stor Å, Kongshøj Å og Geels Å).

### **Andre forhold**

De nævnte forvaltningstiltag vurderes alene at have betydning for en anden bilag IV-art, nemlig odderen. Odderen forekommer både på Fyn og Sjælland, hvor tykskallet malermusling nu findes, og forbedring af forholdene for tykskallet malermusling og dens værtsfisk vil udelukkende gavne odderen.

## **23.7 Referencer**

Bergman, S. (2021): Redningsaktion: 2.000 fisk skal få musling tilbage I fynsk å. TV2 Fyn, 21.5.2021.

Larsen, F.G. & Wiberg-Larsen, P. (2006): Udbredelse og hyppighed af tykskallet malermusling (*Unio crassus* Philipson, 1788) i Odense Å systemet. - Flora og Fauna 112: 89-98.

Köhler, R. (2006): Observations on impaired vitality of *Unio crassus* (*Bivalvia: Najadae*) populations in conjunction with elevated nitrate concentration in running waters. – *Acta hydrochimica et hydrobiologica* 34: 346–348.

Kølmel, A.S. (red.) (2021): Actions for improved conservation status of the thick shelled river mussel (*Unio crassus*) in Denmark. Mid-term Report Covering the project activities from 01/09/2016 to 31/12/2020 (LIFE15 NAT/DK/000948).

Næstved Kommune (2021): Første ulke-unger i Danmark i 50 år. Pressemeldelse, 21. juni 2021.

Prié, V., Valentini, A., Lopes-Lima, M., Froufe, E., Rocle, M., Poulet, N., Taberlet, P. & Dejean, T. (2020): Environmental DNA metabarcoding for freshwater bivalves biodiversity assessment: methods and results for the Western Palearctic (European sub-region). – *Hydrobiologia* 848: 2931-2950.

Schneider, L. & Österling, M. (2018): Strategies to re-introduce *Unio crassus* and its affiliated host fish in the River Suså. Management plan (Action: A1) for UC LIFE Denmark (LIFE15NAT/DK/000948): Actions for improved conservation status of the thick-shelled river mussel (*Unio crassus*) in Denmark. Department of Environmental and Life Sciences - Biology Faculty of Health, Science and Technology Karlstad University, Sweden. 74 s.

Skriver, J. (2002): Status for tykskallet malermusling *Unio crassus* i Danmark 2000. - I: Pihl, S. & Laursen, K. (red.): Kortlægning af arter omfattet af EF-habitatdirektivet 1997-2000. Danmarks Miljøundersøgelser. - Arbejdsrapport fra DMU, nr. 167, s. 135-142.

Sode, A. (2014): Fjernelse af opstemningen ved Dalum Papirfabrik: Konsekvenser for habitatnatur og habitatarter i og omkring Odense Å. SBHconsult, Rapport til Odense Kommune, 64 s.

Sode, A., Birkholm Hansen, S. & Wiberg-Larsen, P. (2019): Etablering af sandfang i Odense Å nedstrøms Dalum Papirfabrik: Konsekvens for bestanden af tykskallet malermusling. SBHconsult, Rapport til Odense Kommune, 6 s.

Stoeckle, B.C., Beggel, S., Kuehn, R. & Geist, J. (2021): Influence of stream characteristics and population size on downstream transport of freshwater mollusk environmental DNA. – *Freshwater Science* 40: 191-201.

Wiberg-Larsen, P. (2015): Artsovervågning af tykskallet malermusling (*Unio crassus*). Teknisk anvisning V13, version 2, Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 21 s.

Wiberg-Larsen, P. (2023): Rødlistning af danske stormuslinger. I Moeslund, J.E. m.fl., Den Danske Rødliste 2023. Institut for Ecoscience, Aarhus Universitet.

Zettler, M.L. & Jueg, U. (2007): The situation of the freshwater mussel *Unio crassus* (Philipsson, 1788) in north-east Germany and its monitoring in terms of the EC Habitats Directive. *Mollusca* 25: 165-174.

# BILAG 1

## Om en yngellokalitet for grønbroget tudse på Møn

Af Kåre Fog

Nærværende bilag har til formål at illustrere, hvorledes omgivelserne og handlinger her kan påvirke tudsernes tilstedeværelse og ynglesucces. Det omfatter blandt andet tudsernes bevægelighed, betydningen af at holde bredvegetationen nede gennem græsning eller maskinelt vedligehold. Nedenstående tabel illustrerer således et forløb på en konkret lokalitet.

I 2008 opdagede jeg, at 8 hanner af fløjtetudse kvækkede (grønbroget tudse) i en markoversvømmelse ved et gods på Møn. En lokal person fiskede det år en del haletudser op af vandet og flyttede dem over i en permanent tørvegravssø i nærheden. Havde han ikke gjort det, ville haletudserne være gået til, da markoversvømmelsen tørrede ud; men om de kunne overleve i søen, er usikkert, da der er fisk.

Forløbet fra 2008 og frem fremgår af nedenstående oversigt.

**Table 1 Bilag 1.** Tilstedeværelse af grønbroget tudse på lokalitet på Møn over en årrække. Tabellen beskriver således forandringer i omgivelserne og deres betydning

År	Status omgivelser	Status tudse	Baggrund for tilstedeværelse eller fravær af grønbroget tudse på yngellokalitet
2008	Markoversvømmelse ved et gods på Møn	8 hanner af fløjtetudse	Stor koloniseringsevne
2009	I maj var der intet vand på stedet		
2010	Vådt forår resulterer i to store markoversvømmelser nær hinanden. Den største oversvømmelse var på ca. 5.000 m <sup>2</sup> . Den er afbildet og omtalt på side 39 i "Forvaltningsplan for grønbroget tudse".	Kvækkede hhv. mindst 2 og 4 hanner.	Efter et år uden vand er nogle tudser igen yngleaktive
2011	Flere markoversvømmelser tidligt på sæsonen. Disse vandsamlinger blev hurtigt tørlagt. Vandsamlinger i nogle plansiloer ca. 400 m fra den største markoversvømmelse.	Seks hanner i den omtalte oversvømmelse og 3 hanner i en anden oversvømmelse 1,7 km længere mod vest. Efter tørlægning flyttede tudserne hen til plansiloer. Her stod der vand, og der var i alt 8-9 hanner, fordelt på to bassiner. Der var ynglesucces.	Stor bevægelighed også indenfor sæson og i forstyrret miljø
2012		Nogle hanner i plansiloerne tidligt på sæsonen; så vidt vides flyttede de dog snart til den vestlige oversvømmelse, hvor de ikke har kunnet yngle.	

2013	Den vestlige oversvømmelse indeholdt kun lidt vand og blev hurtigt udtørret. Det blev aftalt mellem kommunen og godset, at plansiloerne blev nedlagt, men samtidig anlagde kommunen et 2.000 m <sup>2</sup> stort regnvandsbassin, som der alligevel var behov for, på godsets jord, tæt ved hvor den store oversvømmelse havde været. Samtidig blev der etableret større dræn hvor der tidligere havde været markoversvømmelser.	6 hanner i plansiloerne tidligt på sæsonen.	
I de følgende år var tudserne kun i regnvandsbassinet, som lå 440 m fra de nedlagte plansiloer			
2014	Det ny regnvandsbassin er endnu næsten helt burt	16. maj set 6 hanner.	
2015			
2016		16 hanner i regnvandsbassinet	
2017	Bassinet er ved at gro til	Ca. 10 hanner	
2018	Bassinet var for stærkt tilgroet til at det kunne fungere som ynglested. Hvert år blev græsset slået helt ned til vandkanten, men rørsumpvegetationen i bassinet blev ikke ryddet.	3 hanner i maj	
2019 ultimo april	Bredden af regnvandsbassinet var tilgroet med tæt dunhammer-sump hele vejen rundt.	2 hanner til stede; de sad i kanten af bassinet på de to steder, hvor rørsumpen var svagest udviklet; men de kvækkede ikke.	
2019 maj	Hele nordsiden af bassinet blev renset for dunhammer d. 6. maj; det skete i en periode med køligt vejr.	I de følgende uger blev det varmere, og der kom nogen regn. D. 19. maj sås en han i bassinet, og den kvækkede. D. 22. maj om formiddagen kunne der findes to aflagte æggsnore.	
2020	Rørskoven i regnvandsbassinet er ikke blevet ryddet, og det henligger nu som tilgroet og ubrugeligt som ynglested for fløjtetudsen.	D. 21. maj blev der set 2 ♂♂ + 1 ihjelkørt ♂ på vejen.	Bestanden må anses som dødsdømt på grund af, at det fortsat er stadig mere tilgroet.

Kommentar til forløbet: Da godset og kommunen i 2013 aftalte at anlægge regnvandsbassinet, var jeg skeptisk over for den udvej, men påpegede at det kunne lykkes, hvis regnvandsbassinet løbende blev ryddet for tilgroning. Hvis jeg havde vidst, at det ikke ville blive ryddet, ville jeg have anset denne løsning som i modstrid med Habitatdirektivet, der forlanger at man sikrer bestandens overlevelse.

Kommunens personale slår hvert år græsset omkring regnvandsbassinet helt ned til vandkanten; men de slår ikke rørskoven langs

bredden. Efterhånden som bassinet groede til, meddelte jeg med stigende intensitet kommunen, at rørskovene skulle slås, hvis bestanden skulle overleve. At slåning faktisk var det, der skulle til, blev bevist i 2019, da en del af rørskovene blev slået gratis af en entreprenør, for sagens skyld, på mit initiativ, og efter aftale med godset. At skulle gribe ind i bredvegetationen midt i tudsernes yngletid, som det skete i 2019, er ikke nogen ønskesituation. Men det kan gøres, hvis de engagerede personer har tilstrækkelig forståelse for artens adfærd og biologi. I dette tilfælde blev resultatet af maskinel indgriben i maj måned, at der blev ynglet. Uden indgrebet ville der ikke have været nogen yngel. Så et indgreb midt i yngletiden var den bedste løsning.

En sådan bortrensning af dunhammere er at anse for vegetationspleje og kræver derfor ikke §3 tilladelse, især da regnvandsbassinet ikke er omfattet af §3.

Hele forløbet illustrerer, at fløjtetudsen er fantastisk tilpasningsdygtig og hurtigt flytter til andre steder, hvis et ynglested er for dårligt. Bestanden kan overleve utrolige omvæltninger; men den kan ikke overleve at man giver den et erstatningsvandhul, som ligger og gror til. Det samme er erfaringen med de erstatningsvandhuller, der blev anlagt til arten på Nordfalster ved anlæg af den nye Storstrømsbro.

En erstatningslokalitet er altså ikke en brugbar løsning for denne art, medmindre der er sikkerhed for den rette efterfølgende vegetationspleje med græsning eller slåning. Det betyder, at hvis man vil sikre artens overlevelse med en erstatningslokalitet, så skal tilladelsen indeholde et forpligtende tilsagn om at der fremadrettet gennemføres den nødvendige græsning eller slåning. Uden en sådan forsikring er der ikke tale om en brugbar løsning.

### Reference:

Fog, Kåre, Amphi Consult (2015): Forvaltningsplan for Grønbroget tudse, beskyttelse og forvaltning af Grønbroget tudse *Bufo varriabilis* og dens levesteder i Danmark. Miljø- og Fødevarerministeriet, Naturstyrelsen. <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2016/tudse.pdf>



## OPDATERING AF: HÅNDBOG OM DYREARTER PÅ HABITATDIREKTIVETS BILAG IV

I 2007 blev der udgivet en rapport med titlen "Håndbog om dyrearter på Habitat-direktivets bilag IV", der opsamlede viden og erfaringer om bilag IV-arter i Danmark til brug i administration og planlægning. Håndbogen beskrev arternes levevis og udbredelse samt registreringsmetoder og håndtering i forvaltningsmæssig sammenhæng. I de 15 år der er gået siden da, er der opbygget ny viden om arterne og gjort erfaringer med virkningen af forvaltningstiltag. Der er derfor behov for at få opdateret og synliggjort den nye viden om arterne og få samlet op på de erfaringer, der er gjort i forbindelse med håndtering af arterne. Det er således ønsket, at nærværende rapport videregiver relevante og opdaterede oplysninger om disse arter.