



VILDTBESTANDE OG JAGTTIDER I DANMARK

Det biologiske grundlag for jagttidsrevisionen 2026

Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 652

2025



AARHUS
UNIVERSITET

DCE - NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

VILDTBESTANDE OG JAGTTIDER I DANMARK

Det biologiske grundlag for jagttidsrevisionen 2026

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 652

2025

Thomas Kjær Christensen
Preben Clausen
Jesper Madsen
Niels Kanstrup
Jacob Sterup
Rasmus Due Nielsen
Iben Hove Sørensen
Kevin Kuhlmann Clausen
Ib Krag Petersen
Morten Elmeros
Anders Galatius
Jonas Teilmann
Annika S. Jeppesen
Rasmus Mohr Mortensen
Martin Mayer
Morten Frederiksen
Thomas Bregnballe
Heidi Maria Thomsen
Lars Haugaard
Henning Heldbjerg
Ole Roland Therkildsen

Aarhus Universitet, Institut for Ecoscience



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 652
Kategori:	Rådgivningsrapporter
Titel:	Vildtbestande og jagttider i Danmark
Undertitel:	Det biologiske grundlag for jagttidsrevisionen 2026
Forfattere:	Thomas Kjær Christensen, Preben Clausen, Jesper Madsen, Niels Kanstrup, Jacob Sterup, Rasmus Due Nielsen, Iben Hove Sørensen, Kevin Kuhlmann Clausen, Ib Krag Petersen, Morten Elmeros, Anders Galatius, Jonas Teilmann, Annika S. Jeppesen, Rasmus Mohr Mortensen, Martin Mayer, Morten Frederiksen, Thomas Bregnballe, Heidi Maria Thomsen, Lars Haugaard, Henning Heldbjerg & Ole Roland Therkildsen
Institution(er):	Aarhus Universitet, Institut for Ecoscience
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	https://dce.au.dk
Udgivelsesår:	Marts 2025
Redaktion afsluttet:	14. marts 2025
Faglig kommentering:	Ib Krag Petersen, Rasmus Due Nielsen, Jacob Sterup, Iben Hove Sørensen, Thomas Kjær Christensen, Thomas Bregnballe, Ole Roland Therkildsen, Thomas Eske Holm, Preben Clausen, Kevin Kuhlmann Clausen, Annika S. Jeppesen, Niels Kanstrup, Rasmus Mohr Mortensen, Martin Mayer, Morten Elmeros, Jesper Madsen, Anthony D. Fox, Morten Frederiksen & Morten Tange Olsen
Kvalitetssikring, DCE:	Camilla Uldal & Jesper R. Fredshavn
Ekstern kommentering:	Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø. Kommentarerne findes her
Finansiell støtte:	Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø
Bedes citeret:	Christensen, TK, Clausen, P, Madsen, J, Kanstrup, N, Sterup, J, Nielsen, RD, Sørensen, IH, Clausen, KK, Petersen, IK, Elmeros, M, Galatius, A, Teilmann, J, Jeppesen, AS, Mortensen, RM, Mayer, M, Frederiksen, M, Bregnballe, T, Thomsen, HM, Haugaard, L, Heldbjerg, H & Therkildsen, OR. 2025. Vildtbestande og jagttider i Danmark. Det biologiske grundlag for jagttidsrevisionen 2026. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 199 s. - Videnskabelig rapport nr. 652
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Denne rapport er udarbejdet efter bestilling fra Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø (SGAV), som en del af det faglige grundlag for Vildtforvaltningsrådets indstilling til ministeren for Grøn Trepert med henblik på revision af gældende jagttider inden jagtsæsonen 2026/27. Rapporten giver for de jagtbare arter en opdateret oversigt over den eksisterende viden om biologiske, bestandsmæssige og jagtlige forhold, som er relevante for en faglig vurdering af den gældende jagttid, suppleret med en vurdering af eventuelle forvaltningsmæssige problemstillinger. Desuden giver rapporten en vurdering af mulighederne for en eventuel jagttid for en række p.t. ikke-jagtbare arter. For en række arter, hvor det har været ønsket af Vildtforvaltningsrådet, vurderes endvidere, hvorvidt jagten har indflydelse på bestandens evne til at opnå den naturlige bærekapacitet.
Emneord:	Jagttider, jagttidsrevision, fugle, pattedyr, jagt, regulering, forvaltning, bæredygtighed
Foto forside:	Colourbox
ISBN:	978-87-7156-942-1
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	199
Supplerende noter:	Denne version fra 15. april 2025 erstatter den tidligere version, der blev offentliggjort 19. marts 2025. Versionen er opdateret med rettelse i figurer på ræv, ilder og husmår, en kolofon for fasan er indsat, og der er korrigeret fejlagtig tekst i skarv og ilder. Et afsnit for vildkanin er flyttet på plads (stod under hare). Desuden mindre tekstjusteringer (dobbeltord etc.)

Indhold

Forord	5
Sammenfatning	6
Summary	7
1 Indledning	8
2 Materiale	10
2.1 Vildtudbyttestatistik og vingeundersøgelser	10
2.2 Bestandsopgørelser	13
2.3 Tendensanalyser for vildtudbytte	16
2.4 Vildtudbytte i EU	17
2.5 Geografisk fordeling af udbyttet	18
2.6 Internationale og nationale listninger	18
Rødlisten	18
Fuglebeskyttelsesdirektivet	19
Habitatdirektivet	20
Bern-konventionen	20
Bonn-konventionen	21
AEWA - Agreement on the Conservation of African- Eurasian Migratory Waterbirds	21
Søjle A	21
Søjle B	22
Søjle C	22
2.7 Rapportering af jagtens indflydelse samt bestandsbegrænsende faktorer på fuglebestande til EU- kommissionen	22
EU-Kommissionens anvendelse af Artikel 12-indrapporteringen i relation til jagt	24
2.8 Jagtens bæredygtighed i et samfundsmæssigt perspektiv	27
3 Artsgennemgang	33
3.1 Aktuelt jagtbare arter	35
3.1.1 Hare	36
3.1.2 Vildkanin	39
3.1.3 Ræv	41
3.1.4 Rådyr	44
3.1.5 Krondyr	47
3.1.6 Sika	48
3.1.7 Dådyr	49
3.1.8 Tajgasædgås	50
3.1.9 Tundrasædgås	51
3.1.10 Kortnæbbet gås	54
3.1.11 Blisgås	55
3.1.12 Grågås	58
3.1.13 Canadagås	59

3.1.14	Pibeand	62
3.1.15	Knarand	66
3.1.16	Krikand	69
3.1.17	Gråand	72
3.1.18	Spidsand	76
3.1.19	Skeand	79
3.1.20	Atlingand	83
3.1.21	Troldand	86
3.1.22	Bjergand	89
3.1.23	Ederfugl	92
3.1.24	Sortand	96
3.1.25	Hvinand	99
3.1.26	Agerhøne	102
3.1.27	Fasan	105
3.1.28	Blishøne	106
3.1.29	Dobbeltbekkasin	109
3.1.30	Skovsneppe	112
3.1.31	Sølvmåge	115
3.1.32	Ringdue	118
3.1.33	Krage	120
3.1.34	Husskade	123
3.2	Arter uden jagttid, men med juridisk mulighed for at få en jagttid	125
3.2.1	Spættet sæl	126
3.2.2	Gråsæl	130
3.2.3	Ilder	134
3.2.4	Husmår	137
3.2.5	Taffeland	140
3.2.6	Havlit	143
3.2.7	Fløjlsand	146
3.2.8	Toppet skallesluger	149
3.2.9	Stor skallesluger	152
3.2.10	Hjejle	153
3.2.11	Strandhjejle	156
3.2.12	Storspove	158
3.2.13	Svartbag	160
3.2.14	Sildemåge	162
3.3	Arter uden jagttid og uden juridisk mulighed for at få en jagttid	164
3.3.1	Skarv	165
3.3.2	Bramgås	168
3.3.3	Råge	169

4 Referencer

Forord

Siden den første udgave af Lov om jagt og vildtforvaltning trådte i kraft i 1994, er de danske jagttider blevet taget op til revision mindst hvert fjerde år. Næste revision skal ske med virkning fra jagtsæsonen 2026/27. Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø (SGAV) har bedt DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet om at udarbejde en faglig rapport med det biologiske grundlag for en vurdering af jagtens bæredygtighed. Vurderingen omfatter alle arter, der pt. er jagtbare, og i et vist omfang arter, der kan indføres jagttid på, idet der for disse foretages en vurdering af betydningen af en eventuel jagttid. Der indgår desuden beskrivelser af nogle arter, der kun kan reguleres, men hvor Vildtforvaltningsrådet har ønsket en vurdering af reguleringens betydning for bestandene. Det store hjortevildt behandles særskilt af Den Nationale Hjortevildtgruppe og der gives derfor kun en status for bestanden og dens forvaltning i tabelform. Det samme gælder for en række gåsearter, hvor der foreligger internationale forvaltningsplaner, samt for de arter, der pt. ikke er jagtbare, og som Vildtforvaltningsrådet ikke har ønsket behandlet.

Sideløbende med nærværende rapport har SGAV anmodet DCE om at opdatere notat om målsætninger og kriterier for vildtbestande i Danmark (Madsen 2021, 2025).

Det er ministeren for Grøn Trepert, der fastsætter jagttiderne. Det sker efter indstilling fra SGAV og Vildtforvaltningsrådet, som rådgiver ministeren i spørgsmål vedrørende jagt og vildtforvaltning. DCE's rapport udgør således en væsentlig del af det faglige beslutningsgrundlag.

Sammenfatning

De danske jagttider bliver som udgangspunkt revideret hvert fjerde år. Næste revision skal ske med virkning fra jagtsæsonen 2026/27. Nærværende rapport er udarbejdet af DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet på bestilling fra Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø (SGAV). Rapporten udgør en væsentlig del af det faglige grundlag for Vildtforvaltningsrådets og SGAV's indstilling til ministeren for Grøn Trepårt, der træffer afgørelse om udformningen af jagttiderne.

Ud over de indledende baggrundsafsnit har SGAV ønsket, at rapportens arts gennemgange deles op i tre dele: 1) Arter med jagttid, 2) Arter uden jagttid, men med juridisk mulighed for at få en jagttid og 3) Arter uden jagttid og uden juridisk mulighed for at få en jagttid.

Det primære datagrundlag for denne rapport stammer fra DCE's egne forsknings- og overvågningsaktiviteter, såsom Vildtudbyttestatistikken og Vingeundersøgelserne samt et stort antal systematiske, landsdækkende optællinger af især træk- og ynglefuglebestande. Disse data sammenstilles med data og informationer fra institutioner og organisationer i ind- og udland, f.eks. IUCN, EU-kommissionen, Vandfugleaftalen, Wetlands International, Bird-Life International, Dansk Ornitologisk Forening og Danmarks Jægerforbund.

Rapporten giver for de jagtbare arter en opdateret oversigt over den eksisterende viden om biologiske, bestandsmæssige og jagtlige forhold, som er relevante for DCE's faglige vurdering af den gældende jagttid. Dette er suppleret med en vurdering af eventuelle forvaltningsmæssige problemstillinger og bestandenes status i henhold til direktiver, konventioner og rødlistes. Desuden vurderes det for arter, hvor det har været ønsket, hvorvidt jagten har indflydelse på bestandens evne til at opnå den naturlige bærekapacitet. For de jagtbare arter vurderes afslutningsvist jagtens bæredygtighed, mens de bestandsmæssige muligheder for en eventuel jagttid vurderes for de p.t. ikke-jagtbare arter, hvor der kan være juridisk mulighed for at indføre en jagttid.

Summary

The Danish hunting seasons are generally revised every four years. The next revision will take effect from the 2026/27 hunting season. This report has been prepared by DCE - National Centre for Environment and Energy, Aarhus University, commissioned by the Agency for Green Transition and Aquatic Environment (SGAV). The report constitutes a significant part of the scientific basis for the Wildlife Management Council's and SGAV's recommendation to the Minister for Green Tripartite, who is responsible for the decision on the hunting seasons.

In addition to the introductory background sections, SGAV has requested the report to be divided into three parts: 1) Species with hunting seasons, 2) Species without hunting seasons but with the legal possibility of obtaining a hunting season, and 3) Species without hunting seasons and without the legal possibility of obtaining a hunting season.

The primary data basis for this report comes from DCE's own research and monitoring activities, such as the Bag Statistics and the Wing Surveys, as well as a large number of systematic, nationwide counts of especially migratory and breeding bird populations. These data are compiled with data and information from institutions and organizations both domestically and internationally, such as IUCN, the EU Commission, the Agreement on the Conservation of African-Eurasian Migratory Waterbirds, Wetlands International, BirdLife International, the Danish Ornithological Society, and the Danish Hunters' Association.

For the huntable species, the report provides an updated overview of the existing knowledge on biological, population, and hunting conditions relevant to DCE's scientific assessment of the current hunting season. This is supplemented with an assessment of management issues and the status of the populations according to directives, conventions, and red lists. Additionally, for species where it has been requested, it is assessed whether hunting affects the population's ability to achieve natural carrying capacity. Finally, for the huntable species, the sustainability of hunting is assessed, while the possibilities for a potential hunting season are assessed for species that are currently non-huntable but where a legal possibility for obtaining a hunting season may exist.

1 Indledning

De danske jagttider bliver som udgangspunkt revideret hvert fjerde år. Derudover kan der hvert andet år tages arter op, hvis det vurderes, at der behov for at vurdere jagttiden. Næste revision skal ske med virkning fra jagsæsonen 2026/27, hvor også Vildtskadebekendtgørelsen skal være revideret. Nærværende rapport, som er udarbejdet af DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet på bestilling fra SGAV, udgør en væsentlig del af det faglige grundlag for Vildtforvaltningsrådets og SGAV's indstilling til ministeren for grøn trepart, som træffer beslutning om jagttiderne. For at basere jagttidsrevisionerne på et solidt fagligt grundlag, har Vildtforvaltningsrådet nedsat en faglig arbejdsgruppe, som sammen med SGAV vurderer behovet for faglig viden, samt udvælger de arter, der aktuelt er behov for at vurdere i forhold til gældende jagttider. På baggrund af nærværende rapport drøfter arbejdsgruppen udformningen af de kommende jagttider og indstiller disse til Vildtforvaltningsrådet.

SGAV har ønsket, at rapporten udarbejdes som en opdatering af den tidligere DCE-rapport (nr. 434) "Vildtbestande og jagttider i Danmark: Det biologiske grundlag for jagttidsrevisionen 2022" (Madsen m.fl. 2021). SGAV har derudover ønsket at rapporten opdateres eller suppleres med afsnit omhandlende:

- Gennemgang af forstyrrelseseffekter fra jagt, m.v.
- Definition af begrebet "bæredygtig", som p.t. anvendes i rapporten, således at det bliver muligt for udestående at forstå begrebet, herunder hvilken definition og præmisser, der ligger til grund for universitetets anvendelse af begrebet samt fordele og ulemper ved denne definition.
- En gennemgang af de enkelte arter, hvor beskrivelsen suppleres med en gennemgang af kendte trusselsbilleder for arten (udgangspunktet herfor er eksisterende viden, f.eks. allerede udarbejdet materiale til rødlistestatus, etc.).

Det er desuden ønsket, at rapporten indeholder følgende:

- For arter, der skal behandles, men hvor organisationerne ikke har fremsendt et motiveret ønske for arten, behandles disse udelukkende med en blå kolofon indeholdende status for bestand og forvaltning.
- En kort gennemgang af, - så vidt muligt, - jagtens indflydelse på hvorvidt bestandene kan opnå den naturlige bærekapacitet. Gennemgangen er ønsket for nedenstående arter, hvor der i målsætningspapiret (Madsen 2025) er et ønske om stigende bestande, men samtidig er angivet usikkerhed om, hvorvidt jagten er begrænsende. Vurderingen ønskes på bestandsniveau for stationære arter og på flywayniveau for trækfugle:
 - Hare
 - Ilder
 - Agerhøne
 - Krikand
 - Pibeand
 - Spidsand
 - Skeand
 - Bjergand
 - Sortand
 - Ederfugl
 - Blishøne
 - Dobbeltbekkasin

For agerhøne ønskes desuden en vurdering af udsætningernes påvirkning af de vilde bestande.

Der er tillige ønsket en opdatering af det såkaldte "målsætnings- og kriterienotat", dvs. dokumentet "Jagttidsrevision for udvalgte arter 2022 - Opdatering af notat om målsætninger for vildtbestandene" (Madsen 2021). Dette er udarbejdet som et særskilt notat (Madsen 2025).

Nærværende rapport giver for de jagtbare vildtarter en opdateret oversigt over den eksisterende viden om biologiske, bestandsmæssige og jagtlige forhold, som er relevante for en faglig vurdering af den gældende jagttid, suppleret med en vurdering af eventuelle forvaltningsmæssige problemstillinger. For de p.t. ikke-jagtbare arter giver rapporten en vurdering af de bestandsmæssige muligheder for en eventuel jagttid. Forstyrrelses effekter fra jagt er behandlet i det opdaterede målsætnings- og kriterienotat (Madsen 2025). Her er dels givet en vurdering af arters følsomhed over for forstyrrelser, dels en vurdering af, om jagtlig forstyrrelse har en effekt, som kan påvirke på bestandsniveau.

Da der er tale om en opdatering vil der, både i indledningen og under de enkelte arter, stedvis være gentagelser af tekst fra den af den forrige rapport (Madsen m.fl. 2021), men der er sket en omfattende opdatering af bestands- og vildtudbyttedata, og deraf afledte vurderinger.

I artsgennemgangene vurderes jagtens økologiske bæredygtighed for den enkelte art. Vi har dog beskrevet det bredere begreb i afsnit 2.8 "Jagtens bæredygtighed i et samfundsmæssigt perspektiv", idet vi her beskriver etiske hensyn, hensyn til andre menneskelige interesser og jagtens socioøkonomiske betydning. I målsætningsnotatet kobles de økologiske og samfundsmæssige aspekter af begrebet på basis af drøftelser i arbejdsgruppen nedsat under Vildtforvaltningsrådet.

2 Materiale

2.1 Vildtudbyttestatistik og vingeundersøgelser

Siden 1941 har det været lovpligtig for alle jagttegnsløsere årligt at indberette antallet af personligt nedlagt vildt til den danske vildtudbyttestatistik. I de første år, 1941-1954, blev indberetningerne samlet som landsdækkende totaler, fra 1955 blev data opdelt på 14 amter (dvs. data fra 1955-1970 før kommunalreformen i 1970 er henført til de 14 amter, der blev etableret i 1970). Siden 2006 findes udbyttetal fordelt på 98 kommuner.

Selv om alle jægere siden 1941 har været forpligtet til at indberette det årlige udbytte, har forskellige indberetningsmetoder og manglende konsekvens ved manglende indberetning betydet, at indberetningsprocenten i perioder har været lav. I sæsonen 2000/01 indførtes f.eks. en ny procedure for indberetning som medførte et markant fald i indberetningsprocenten fra 76-81 % til under 60 %. For at få et mere retvisende billede af det reelle vildtudbytte i Danmark, har det derfor været nødvendigt at korrigere for manglende indberetninger i de respektive perioder (Asferg 1996, Asferg & Lindhard 2003). Frem til sæsonen 2005/06 blev der korrigeret for manglende indberetninger ved en simpel korrektion, som antog at der blandt jægere der ikke indberettede, er den samme andel med udbytte og samme udbyttestørrelse, som blandt jægere der havde indberettet. I den efterfølgende periode, 2006/07 til 2013/14, er der korrigeret med en korrektionsfaktor der tog højde for at andelen med udbytte (og udbyttestørrelse) var lavere blandt jægere der ikke indberettede end blandt jægere der havde indberettet (Asferg 2008). De anvendte korrektioner er baseret på spørgrebrevsundersøgelser gennemført i jagtsæsonerne 2001/02 og 2006/07 og er beskrevet af Asferg & Lindhard (2003) og Asferg (2008).

Fra og med jagtsæsonen 2014/15 blev der indført en lovændring, hvorefter jægere først kan få udstedt jagttegn til den efterfølgende sæson, når de har indberettet vildtudbytte for den netop afsluttede sæson. Dette har betydet, at indberetningsprocenten nu ligger stabilt på ca. 97 %, og det vurderes ikke længere nødvendigt at korrigere for manglende indberetninger (se nedenfor, Asferg 2016). Indberetning skal nu også som udgangspunkt ske digitalt.

I relation til den aktuelle jagttidsrevision inddrages i rapporten hér data fra vildtudbyttestatistikken fra perioden 1995/96 til 2023/24. Inden for denne periode er der, ud over ovennævnte korrektioner, sket flere mindre ændringer og tiltag i indberetningssystemet som har øget kvaliteten af vildtudbyttestatistikken. Det omfatter ændringen fra indberetning fra amtsniveau til kommuneniveau fra og med 2006/07, og at det siden jagtsæsonen 2012/13 udelukkende har været muligt at indberette vildtudbytte for vandfugle på enkeltartsniveau, hvor disse tidligere også kunne indberettes i grupper, f.eks. "Andre svømmeænder", "Andre dykænder" og "Gæs". Dertil er der siden 2016/17 gennemført en kontrolprocedure som sikrer, at store antal af fåtallige arter samt urealistiske store indberetninger, som følge af eventuelle utilsigtede fejlindtastninger, bliver be- eller afkræftet.

Indberetning på artsniveau for fugle har været muligt siden 2000/01, men antallet af artsbestemte og indberettede fugle før sæsonen 2006/07 har dog været så beskedent, at det ikke er vurderet sikkert at basere en opdeling af 'samlegrupperne' på jægnernes artsbestemte indberetninger. Frem til 2005/06 har

opdelingen af 'samlegrupperne' til art været baseret på artsfordelingen blandt de vinger, der blev sendt ind til DCE's Vingeundersøgelser (Christensen m.fl. 2013), men fra og med sæsonen 2006/07 er omfanget af jægernes artsindberetninger dog vurderet så tilstrækkeligt stort, at opdelingen af 'samlegrupperne' er sket på baggrund af artsfordelingen i jægernes artsindberettede udbyttetal for de aktuelle fuglegrupper.

Figur 2.1.1 giver et skematisk overblik over de aktuelle ændringer der er sket i indberetningen af vildtudbyttet siden 1995, og i ændringer og tilpasninger i forhold til bearbejdning og korrektion af de indberettede tal. For nogle arter og artsgrupper i vildtudbyttestatistikken har disse ændringer tilsyneladende haft en betydning for det beregnede totale udbytte. Det gælder specielt for de fleste arter i samlegrupperne 'andre svømmeænder' og 'andre dykænder', hvor det fremgår, at udbyttet ligger lavere og mere stabilt i perioden 2006/07-2011/12 end i årene før. For de samme arter ses også en stor stigning i antallet fra 2011/12 til 2013/14.

De foreløbige vurderinger af den pågående verifikation af vildtudbyttestatistikken indikerer, at en del af forklaringen på faldet fra 2005/06 til 2006/07 sandsynligvis kan kobles med skiftet i korrektionsmetode, fra en simpel korrektion til en mere detaljeret korrektion, og at beregningen af korrektionsfaktorer for manglende indberetninger ændres fra amt til kommune (jf. Fig. 2.1.1). Baseret på en direkte sammenligning finder Asferg & Lindhard (2003), at den simple korrektion giver et udbytte, der er ca. 18,5 % større end ved den detaljerede korrektion.

For at få det mest sikre og sammenlignelige grundlag for at præsentere den seneste udvikling i vildtudbyttet er der i nærværende rapport angivet en trend for udviklingen for den seneste 6 års periode, 2018/19-2023/24, hvor der ikke er behov for at foretage korrektioner for manglende indberetninger. Der gives dog også en trend for udviklingen for den samlede periode 1995/96 til 2023/24, hvor de indførte ændringer i korrektionsmetode kan betyde en systematisk overestimering af udbyttet i starten af perioden (jf. afsnit 2.3 om tendensanalyser).

Resultaterne af indberetningerne til den danske Vildtudbyttestatistik siden 1941 kan ses på via dette hyperlink: [Udbyttet online siden 1941](#). Den årlige vildtudbyttestatistik offentliggøres i et notat fra DCE, senest for sæsonen 2023/24 (Christensen m.fl. 2024). Den endelige statistik for en given jagtsæson kan af praktiske grunde først udarbejdes ca. et år efter sæsonens afslutning, da indberetning kan udsættes op til et år, hvis der ikke indløses jagttegn. Baseret på erfaringerne fra de første sæsoner med obligatorisk indberetning før udstedelse af jagttegn er det dog muligt at lave en troværdig foreløbig statistik ca. tre måneder efter sæsonens afslutning (Asferg 2016 og Christensen m.fl. 2024). Nærværende rapport medtager i flere sammenhænge derfor de foreløbige vildtudbyttetal for sæsonen 2023/24.

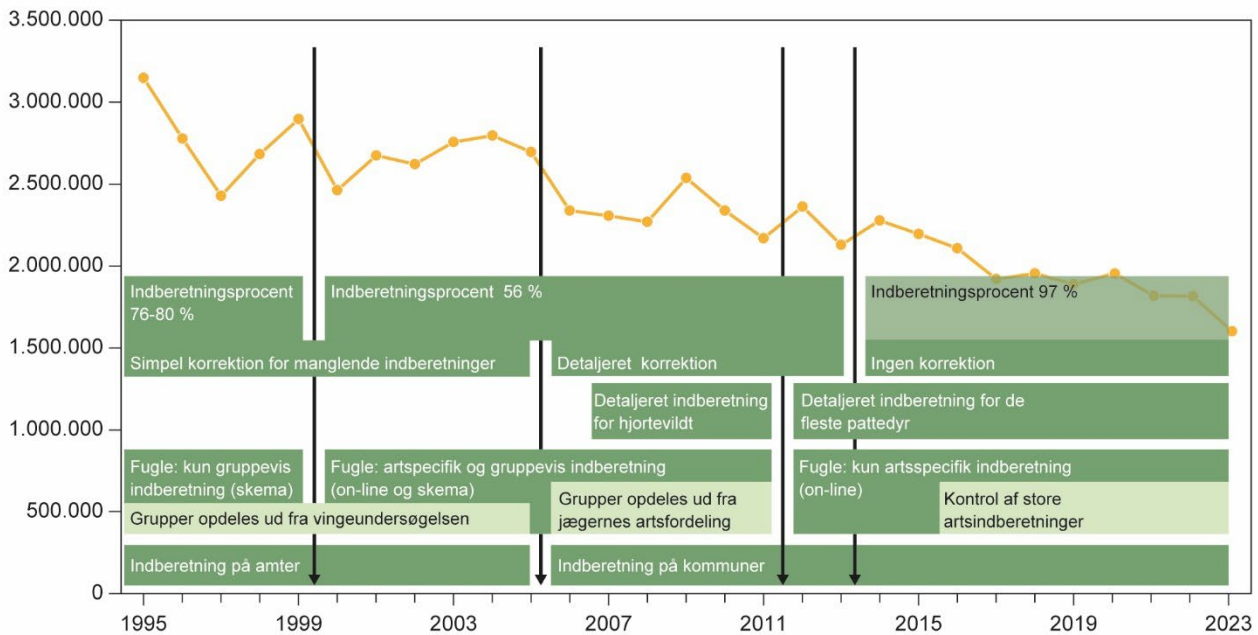
Det årligt indberettede vildtudbytte omfatter for en række arter også individer nedlagt ved regulering, der i henhold til Vildtskadebekendtgørelsen (Bekendtgørelse nr. 1408 af 03/10/2022) kan reguleres både med og uden forudgående tilladelse. Reguleres der ved forudgående tilladelse, skal der ligeledes indberettes til VilReg (Naturstyrelsen) på de enkelte tilladelser. En sammenligning af det indberettede antal til hhv. vildtudbyttestatistikken og VilReg viser dog, at der for arter som kun kan reguleres, f.eks. skarv, råge og bramgås, indberettes et mindre antal til vildtudbyttestatistikken end til VilReg. Det

kan derfor antages, at vildtudbyttestatistikken i et ukendt omfang underestimerer det samlede nedlagte antal individer for de arter som både kan reguleres og som har en egentlig jagttid.

Siden 1982 er den lovpligtige vildtudbytteindberetning blevet suppleret med data fra vingeundersøgelsen, hvor jægere på frivillig basis indsender vinger til DCE fra en lang række vandfuglearter. Vingeundersøgelserne omfattede fra starten et større antal arter, som efterfølgende er blev reduceret på grund af fredninger, og i dag omfatter undersøgelsen jagtbare ænder, og gæs, blis-høne, dobbeltbekkasin, skovsneppe og sølvmåge. Selvom jægerne nu indberetter alt nedlagt vildt på enkeltartsniveau, er vingematerialet stadig af meget stor værdi, da det giver oplysninger om køns- og aldersfordelingen i udbyttet af de enkelte arter, om de anvendte jagtformer, og om den tidsmæssige fordeling af udbyttet gennem jagtsæsonen. Resultaterne af Vingeundersøgelserne kan ses via dette hyperlink: [Vingeundersøgelsen - med Online resultater](#)

Tilsvarende systematisk indsamling af materiale fra pattedyr findes ikke, men i forbindelse med indberetning af de obligatoriske oplysninger til vildtudbyttestatistikken har jægerne siden 2012 haft mulighed for frivilligt at give supplerende oplysninger om nedlagte pattedyr, f.eks. køn, alder, vægt og nedlæggelsesmåned. I de seneste år har det dog været obligatorisk at indberette køn på kron- og dåvildt. For sæsonen 2023/24 har 27.036 jægere foreløbigt indtastet supplerende oplysninger om 70.534 stykker vildt, heraf 17.548 stykker råvildt (Christensen m.fl. 2024). Oplysningerne fra de detaljerede indberetninger er i denne rapport brugt til at vise den tidsmæssige fordeling af jagtudbyttet af pattedyrene. De detaljerede udbyttedata kan ses via dette hyperlink: [Vildtudbytte med detaljer](#).

Overordnet giver den Danske Vildtudbyttestatistik et meget præcist og detaljeret billede af den samlede afskydning af vildt. Det skal dog nævnes, at der ved jagt vil blive skudt til vildt, der rammes, men ikke opsamles, og som derfor ikke bliver indberettet til udbyttestatistikken. Jagtens udtag af bestandene er derfor en smule højere end hvad de indberettede tal viser. I USA er det vist, at problemer med opsamling af ramt vildt specielt finder sted ved dæmrings- og skumringjagt på svømmeænder. I Danmark er denne problematik også kendt fra jagt på havdykænder og gæs. Skærpelse af de maksimalt anbefalede skudafstande i henhold til de jagtetiske regler, lovkrav om brug af apporrende hund, samt opmærksomhed på at reducere anskydninger og effektivisere jagtudøvelsen har betydet at anskydningsproblemet er blevet reduceret. Dette er vist gennem anskydningsundersøgelser af gæs og havdykænder. Men det samlede omfang af denne problemstilling kendes ikke, og bør gøres til genstand for fortsatte undersøgelser.



Figur 2.1.1. Oversigt over det samlede vildtudbytte i Danmark 1995/96-2023/24 med angivelse af indberetningsprocenter og indførte ændringer og tilpasninger i korrektionsberegning, struktur (gruppeindberetning og amt/kommune) i relation til de enkelte jagtsæsoner.

2.2 Bestandsopgørelser

For de arter af pattedyr, der er jagtbare i Danmark, findes der ingen systematiske bestandsopgørelser. Generelt vurderes bestandsændringer for disse arter derfor primært ud fra ændringer i jagtudbyttet, hvilket dog bør ske med forsigtighed og på baggrund af et godt kendskab til årsagerne til ændringer i jagtudbyttet (se nedenfor). For enkelte arter foreligger der data, som kan supplere vildtudbyttestatistikken. Det gælder resultaterne af Dansk Ornitologisk Forenings punkttællinger og Danmarks Jægerforbunds optællinger i Markvildtslav for rådyr, hare og ræv (Vikstrøm m.fl. 2023, Sørensen & Midtgaard 2021), samt årlige bestandsvurderinger af kron dyr og dådyr i Danmarks Jægerforbunds medlemsblad *Jæger*, som fra og med 2012 er baseret på vurderinger sammenstillet af de regionale hjortevildtgrupper (Pedersen & Midtgaard 2024).

For sælerne, der behandles i kapitel 3.2, foreligger der i modsætning til de jagtbare terrestriske pattedyr, omfattende overvågningsdata. Det skyldes at både spættet sæl og gråsæl er omfattet af Habitatdirektivet og dermed overvåges i NOVANA-programmets marine del (f.eks. Hansen m.fl. 2024) og skal afrapporteres i Artikel 17 til EU (Fredshavn m.fl. 2019a). Her har DCE samlet data til den kommende Artikel 17-afrapportering og fremsendt disse i udkast til SGAV (Fredshavn m.fl. 2025a), hvorfor data og udviklinger herfra også nævnes.

I en statistisk undersøgelse af sammenhængen mellem jagtudbytte og punkttællingsindeks for udvalgte arter har Kahlert m.fl. (2015) påvist, at sammenhængen ikke eksisterer for alle arter, og at den er følsom i forhold til bl.a. habitatskifte, tidsmæssige sammenfald af tællinger og jagttid samt ændringer i træk mønstre, årlig reproduktion og dødelighed. Dertil kommer den potentielle effekt af jægerne præferencer, som kan variere efter lokale tætheder af vildt. For eksempel kan lave tætheder af agerhøns betyde, at jægerne lokalt afholder sig fra at nedlægge arten. Endvidere har Sunde & Asferg (2014) vist,

at der ikke er nogen generel sammenhæng mellem ændringer i jagttidens længde og efterfølgende ændringer i jagtudbyttets størrelse. Begge undersøgelser viser i øvrigt, at der mangler systematiske registreringer af danske jægers jagtindsats (antal jagtture, jagtdage, jagttimer m.v.). Sådanne oplysninger kunne bidrage væsentligt til udredning af årsagerne til svingninger i jagtudbyttet, og understreger at der er behov for supplerende overvågningsdata, hvor bestandsforholdene for f.eks. pattedyr ikke kun vurderes ud fra jagtudbyttet.

For de jagtbare fuglearter, der yngler i Danmark i større antal, angives som hovedregel den seneste offentliggjorte bestandsstørrelse og udvikling som er indberettet under Artikel 12 til EU (Fredshavn m.fl. 2019b), men da DCE har samlet data til den kommende Artikel 12-afrapportering og fremsendt disse i udkast til SGAV (Fredshavn m.fl. 2025b), nævnes data og udviklinger også herfra.

Det skal understreges, at de nyeste Artikel 17 og Artikel 12 data de kommende måneder gennemgår en hørings- og kvalitetssikringsfase mellem DCE, SGAV og EU. Derfor kan der forekomme ændringer i den endelige afrapportering til EU, der afleveres i sommeren 2025.

I disse nyere data indgår bl.a. resultaterne fra Atlas III-undersøgelsen, der blev gennemført i 2014-2017 (Vikstrøm & Moshøj 2020), som er sammenlignet med data fra de hidtidige to atlasundersøgelser, henholdsvis Atlas I (1971-1974) (Dybbro 1976) og Atlas II (1993-1996) (Grell 1998)

De bestandsstørrelser og udviklingstendenser, der afrapporteres til EU og hvor der ikke foreligger konkrete nationale artsoptællinger inden for de seneste år, er baseret på en fremskrivning af seneste bestandsopgørelse og udviklingen i ynglebestanden beskrevet via indeksberegninger baseret på data fra Dansk Ornitologisk Forenings ynglefuglepunkttællingsprogram, som startede i 1976 (jf. Vikstrøm m.fl. 2023). Vikstrøm & Moshøj (2020) foretog kun bestandsopgørelser for 18 udvalgte og fåtallige arter, hvorfor man for mange arter skal tilbage til de bestandsopgørelser, som blev givet for 1993-1996 af Grell (1998). For arter hvor der ikke er anført en bestandsopgørelse siden 1993-1996 vil der ved den benyttede fremskrivning ud fra punkttællingerne være tilknyttet en vis usikkerhed til vurderingen af den seneste bestandsstørrelse og til bestandsændringer. For nogle af de jagtbare arter, som både yngler i Danmark og trækker gennem landet, kan der være en betydelig kompleksitet i forhold til at vurdere jagten, fordi det kan være svært at vurdere om det især er ynglebestanden (med afkom) eller trækgæsterne, der høstes af (f.eks. ringdue), hvorimod det for en art som dobbeltbekkasin er oplagt at jagtudbyttet må være domineret af trækgæster. Sådanne problemstillinger er forsøgt behandlet i artsgennemgangene.

For standfuglearterne omtales ofte resultater fra Dansk Ornitologisk Forenings ynglefugle- eller vinterpunkttællinger, dog ikke for vandfuglene, hvor danske standfuglebestande antalmæssigt overgås af tiltrækkende, overvintrende individer fra nordligere beliggende ynggeområder.

For vandfuglene er bestandsudviklingen for de overvintrende bestande i Danmark beskrevet med baggrund i NOVANA-programmets overvågningsresultater. De senest publicerede data herfra omfatter en samlet fremstilling for årene 2018-2023 (Nielsen m.fl. 2024). Denne rapport udgør det primære grundlag for vandfuglearterne til den kommende Artikel 12-afrapportering (Fredshavn m.fl. 2025b), der netop omfatter denne 6-års periode.

Herfra er der:

- uddraget samlede antal fra de landsdækkende midvintertællinger, der omfatter alle arter og senest er udført i 2020 og 2023
- uddraget samlede antal fra de årlige landsdækkende tællinger af grågås i august/september og alle gåsearter i januar
- uddraget samlede antal fra de årlige landsdækkende tællinger af svømmeænder i oktober
- benyttet estimerede antal for havdykænderne, der forekommer i størst antal på åbne havområder
- opdateret indeksberegninger for de overvintrende gråænder, dykænder, der forekommer kystnært, ederfugl, samt blishøns, der overvåges årligt på 114 faste lokaliteter i januar
- opdateret indeksberegninger for de øvrige arter af svømmeænder, der overvåges på godt 100 lokaliteter i oktober.

Ændringer i udviklingen for de større, sammenhængende bestande af jagtbare vandfugle og vadefugle, de såkaldte flywaybestande, vurderes på baggrund af de nyeste bestandsopgørelser og tendensanalyser vha. indeksberegninger sammenstillet af Wetlands International til Vandfugleaftalen (AEWA).

Bestandsudviklingen er for de fleste vandfuglearters vedkommende vist som indeks baseret på de internationalt koordinerede midvintertællinger af vandfugle, som benævnes *International Waterbird Census (IWC)*. IWC indeksberegningerne benyttes evt. sammen med andre data til at vurdere bestandsudviklingerne. Her har DCE sidst i januar 2025 fået adgang til de nyeste indeksberegninger, der er foretaget i et samarbejde mellem Wetlands International og SOVON (Wetlands International 2025a, van Roomen m.fl. 2025). Disse beregninger er dels udført for at understøtte opdateringen af bestandsudviklinger for vandfuglebestande til Vandfugleaftalens kommende Partsmøde nr. 9, der afholdes i november 2025, dels for at understøtte arbejdet i det såkaldte *East Atlantic Flyway Initiative*. Det er et mellemstatsligt initiativ taget af de tre Vadehavslande i samarbejde med flere relevante NGO'er, ved at etablere et udvidet samarbejde omkring Vadehavet. Det rækker udover selve Vadehavets grænser, ved at følge udviklingen for udvalgte vandfuglebestande, hvor Vadehavet er en vigtig yngle- eller rasteplass i en del af året, idet bestanden f.eks. overvintrer i Afrika.

Bestandsstørrelserne opdateres ligeledes af Wetlands International forud for Vandfugleaftalens partsmøder til de såkaldte *Conservation Status Reports (CSR)*. Her er de seneste publicerede bestandsestimater fra Vandfugleaftalens *Conservation Status Report No. 8 (AEWA CSR8)* til Vandfugleaftalens Partsmøde i september 2022. CSR8 er den betegnelse, der benyttes, hvis bestandsstatus fremsøges på Wetlands Internationals bestandsportal (Wetlands International 2022). Her har DCE dog også, sidst i februar 2025, fået adgang til de nyeste bestandsestimater til AEWA, der blev præsenteret på Vandfugleaftalens Tekniske Komité's 20. møde.

Disse bestandstal nævnes med forbehold, da der på komitémødet blev aftalt en kommenterings- og kvalitetssikringsperiode, der i løbet af marts-april 2025 vil føre til endelig afklaring af data, der først endeligt godkendes på Partsmødet i november 2025.

For nogle arter, særligt gæs, er der dog givet totale bestandsestimater, fordi DCE har direkte adgang til disse via arbejdet i Vandfugleaftalens *European Goose Management Platform (EGMP)*.

For arter, hvor der foreligger både danske og internationale indeksberegninger, er udviklingen præsenteret i en figur, hvor både det danske indeks og flywaybestandens indeks fra 1995/96 og frem til 2013/24 er vist sammen. Da de to indeks oprindeligt er beregnet med forskellige baseline-år, er der foretaget en normalisering af indeks, så begge vises med indeks 100 i overvintnings- og jagtsæsonen 1995/96.

I omtalerne af bestandsudviklinger forekommer forskellige startår, både hvis der benyttes IWC og punkttællinger. Det skyldes modelleringstekniske forhold, hvor der kræves et vist datagrundlag i de tidligste år, før en model køres. Endvidere benyttes der i for Danmark i Artikel 12-rapporteringerne en 12-årig korttidsperiode (2012-2023) som for nogle ynglefuglearter kan 14-årig, da i en metode benyttes nogle 3-årige start (2011-2013) og slutperioder (2012-2024). I Vandfugleaftalen benyttes en 10-årig korttidsperiode (2014-2023). Da alle disse modeller er kørt af hensyn til de store internationale fora, er der her ikke foretaget yderligere analyser. Sondringer imellem om en bestand er stabil, i frem- eller tilbagegang defineres også ud fra modellerne der benyttes, hvor betegnelserne om relative bestandsudviklinger, som f.eks. moderat (*moderate*) eller stor (*strong*) kommer fra software-manualerne (Boogaart m.fl. 2024).

2.3 Tendensanalyser for vildtudbytte

Med henblik på objektivt at estimere tendensen for udviklingen i det totale vildtudbytte for de enkelte arter er der benyttet lineær regression. De lineære regressioner er lavet med log-transformerede estimater af det totale udbytte pr. art pr. år som afhængig variabel og år som uafhængig variabel (GLM procedure, SAS Vers 9.4). Regressionslinjernes hældningskoefficient r ($=\ln(\lambda)$) bruges til beregning af λ ($=\exp(r)$), som er den gennemsnitlige årlige ændring i udbyttet. De angivne tendenser (% årlig ændring) i artstabellerne i det følgende kapitel, er for de enkelte perioder beregnet på tilbagetransformerede udbyttetotal, mens de i figurene angivne regressionslinjer er baseret på de logaritmetransformerede tal. I vurderingen af de årlige ændringer angiver signifikansniveauerne, dvs. *: $p < 0,05$, **: $p < 0,01$, ***: $p < 0,001$, den stigende statistiske sikkerhed. Angivelsen NS (non-signifikant) angiver, at der ikke med statistisk sikkerhed kan påvises en udvikling i jagtudbyttet, hverken stigende eller faldende.

Der er lavet regressioner på hhv. en lang tidsserie på 29 år, der starter i 1995/96 og en kort tidsserie på 6 år, der starter i 2018/19. Årsagen til, at der anvendes to tidsserier i analysen er, at udviklingen for nogle arter har ændret sig markant over de sidste 29 år. Det betyder, at den lange tidsserie ikke nødvendigvis er velegnet til at detektere den seneste udvikling for nogle arter. Den korte tidsserie startende i 2018/19 omfatter obligatorisk indberetning for alle jagtsæsoner, hvilket betyder, at trenden er beregnet på et ensartet datasæt uden usikkerheder relateret til indberetningsmetode.

Som det fremgår af afsnit 2.1 og Fig. 2.1.1 betyder korrektionerne for manglende indberetning, at udbyttet kan være overestimeret fra 1995/96 til og med 2005/06, hvor en anden type korrektion blev anvendt. Fra 2014/15 har indrapporteringsprocenten været så høj, at korrektion ikke har været relevant. Hvis vildtudbyttet er overestimeret i perioden før 2006, kan det i nogle tilfælde betyde, at et udbytte, der i virkeligheden er stabilt, som konsekvens af overestimeringen i de tidlige år, kan komme til at vise en negativ trend for den lange

tidsserie. Dette gælder dog ikke for den korte tidsserie, idet denne tidsserie ikke er påvirket af manglende indberetninger.

2.4 Vildtudbytte i EU

Der foreligger ikke nye data på det samlede vildtudbytte for arter inden for EU. Indberetning af nationale udbytter i EU-landene sker som del af Artikel 12 og Artikel 17 afrapporteringerne, som gennemføres hvert 6. år, og næste afrapportering, omfattende perioden 2018-23, vil ske i 2025. Data fra denne afrapporteringsrunde er ikke tilgængelig på tidspunktet for udarbejdelsen af nærværende rapport, og rapporten gengiver derfor de udbytter, som også blev rapporteret i forbindelse med den seneste jagttidsrevision for 2022 (Madsen m.fl. 2021). De præsenterede data på det samlede udbytte indenfor EU er derfor uændret i forhold til den tidligere rapport, og dækker perioden 2012-2017 (<https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/article-12-data-base-birds-directive-2009-147-ec-1>).

Validiteten af de nationale udbyttestatistikker for perioden 2012-2017 kan ikke vurderes, men det kan fastslås, at enkelte lande ikke har indberettet nationale udbytter til Artikel 12-databasen, ligesom en del lande, herunder Danmark, ikke har indberettet tal for flere jagtbare arter, eller indberettet udbytter for alle år. For et i jagtlig sammenhæng betydende land som Frankrig, foreligger der kun data i databasen for et enkelt år i perioden 2012-2017, baseret på en videnskabelig publikation (Guillemain m.fl. 2017). Der er ikke indberettet udbyttetal for Storbritannien under Artikel 12, men estimerede udbytter for 2012 og 2016 er medtaget fra Aebischer (2019) og inkluderet i nærværende rapport. Data for Storbritannien vil ikke indgå i den kommende Artikel 12-afrapportering, da Storbritannien ikke længere er medlem af EU.

I Artikel 12-databasen er det nedlagte antal af en given fugleart i de enkelte år angivet med både et minimumtal og et maksimumtal. I denne rapportes artstabeller er angivet det samlede årlige gennemsnitlige europæiske udbytte baseret på de angivne maksimumtal for perioden 2012-2017 (med manglende indberetninger fra et antal lande vurderes anvendelsen af maksimumtal ikke at overestimere det reelle udbytte). Det årlige gennemsnitlige udbytte i Europa er beregnet som summen af de gennemsnitlige nationale udbytter i de enkelte lande, inklusive lande, som har indberettet udbyttet til 0. I artstabellerne angives antallet af lande med indberetning og antallet af lande, der har jagt på den pågældende art, f.eks. angives der 5/8, hvilket indikerer, at 5 lande har indberettet udbytte, ud af de i alt 8 lande som har mulighed for at have jagt på arten. I nogle tilfælde indberettes der udbyttetal fra flere lande end antallet af lande, hvor der er jagt. Det vurderes, at det i disse tilfælde drejer sig om indberettede regulerede tal i lande, hvor der ikke er en egentlig jagttid. I de tilfælde hvor der ikke foreligger indberetninger på udbyttet af en art til Artikel 12 fra Danmark, er der anvendt data fra den danske vildtudbyttestatistik i beregningen af det europæiske udbytte. Det drejer sig om agerhøne, ringdue, tyrkerdue, krage, husskade, dobbeltbekkasin, skovsneppe, skeand og atlingand.

I de angivne europæiske udbytter er der ikke taget højde for arter, der forvaltningsmæssigt er opdelt i forskellige flywaybestande. Som eksempel skydes der i Storbritannien kortnæbbede gæs fra den Grønlandske/Islandske flywaybestand, mens der i Danmark (og Norge) skydes fugle fra bestanden, der yngler på Svalbard. Tilsvarende vil arter som nedlægges i Sydøsteuropa kunne komme fra flywaybestande som kan have en helt anden beskyttelsesstatus og andre krav til forvaltning, end samme art fra en Nordvesteuropæisk

flywaybestand. En direkte sammenligning af udbyttet i Danmark med det samlede Europæiske udbytte er derfor ikke umiddelbart fagligt relevant for de arter, der optræder i flere opdeltede flywaybestande inden for Europa.

Der foretages ingen systematiske opgørelser af europæiske udbytter for pattedyr. Hos bestandene af de arter, der behandles i denne rapport, bortset fra gråsæl og spættet sæl, er der ingen væsentlig migration og udveksling af individer mellem lande. Derfor er pattedyrarternes status i Danmark ikke afhængig af arternes status og forvaltning i andre europæiske lande på samme måde som f.eks. arter, der migrerer på tværs af flere lande.

2.5 Geografisk fordeling af udbyttet

Den geografiske fordeling af vildtudbyttet er for de fleste arter i de følgende artsgennemgange vist som det gennemsnitlige udbytte per km² på kommunebasis for sæsonerne 2019/20-2023/24. For arter, der primært skydes på fiskeriterritoriet, er udbyttet registreret som det gennemsnitlige indberettede antal per kommune for perioden 2019/20-2023/24.

I nogle tilfælde vil der forekomme markering af udbytte i kommuner, hvor den pågældende vildtart faktisk ikke findes. Det kan ske, hvis jægere undlader at specificere deres udbytte på nedlæggelseskommune og f.eks. noterer udbyttet på jægerens bopælskommune. Det kan også ske, hvis jægerne er i tvivl om, hvilken kommune deres jagtrevir ligger i, og har noteret en forkert kommune. Da det ikke er praktisk muligt at rense data helt for denne type fejl, er det valgt at præsentere de rå data her.

2.6 Internationale og nationale listninger

Forvaltning af fugle og pattedyr i Danmark foregår bl.a. på baggrund af internationale og nationale listninger. Herunder er angivet de aftaler som bl.a. er omtalt i de forskellige artsgennemgange.

Rødlisten

Rødlistesystemet er udviklet af IUCN – International Union for Conservation of Nature – til at vurdere en arts status (IUCN 2012a, IUCN 2012b, IUCN 2019). Status kategoriseres ud fra en række objektive kriterier om bestandsstørrelse, udbredelse, areal og kvalitet af levesteder samt udviklingen i disse parametre, så status kan sammenlignes mellem arter og nationer. Alle vurderede arter kategoriseres som rødlistevurderede. Arter karakteriseres som rødlistede, hvis deres status vurderes til kategorierne Regionalt udryddet (RE), Kritisk Truet (CR), Truet (EN), Sårbar (VU), Næsten Truet (NT) eller Utilstrækkelig Viden (DD). Arterne i kategorierne CR, EN og VU karakteriseres endvidere som truede (Tab. 2.6.1). Arter der ikke er truede betegnes som Livskraftig (LC). Rødlisten er ikke nødvendigvis et forvaltningsredskab, men alene en metode til at vurdere arters status. Der er ingen krav i IUCN's rødlistesystem om, at rødlistede arter ikke må udnyttes eller indsamles, f.eks. jages. Arters rødlistestatus kan dog anvendes i forvaltningen, som f.eks. i Vandfugleaftalen (AEWA).

Den danske rødlistestatus er samlet for alle behandlede artsgrupper, herunder pattedyr og fugle i internetportalen redlist.au.dk (Moeslund m.fl. 2023).

Pattedyrarter med fritlevende bestande i Danmark blev senest rødlistevurderet i 2019 og i Europa i 2007 (Temple & Terry 2007). Den Globale Rødliste for pattedyr er udarbejdet i forskellige år, afhængigt af art. Den globale status kan findes på IUCN's internetportal *The IUCN Red List of Threatened Species* (IUCN 2025).

Fuglene blev ligeledes senest rødlistevurderet i Danmark i 2019. Ynglefugle er rødlistevurderet, hvis arten er eller har været etableret som naturligt forekommende ynglefugl i Danmark. Trækfugle er rødlistevurderet, hvis Danmark udgør et nøgleområde for arten. For fuglene blev der udarbejdet en Europæisk Rødliste i 2021 (BirdLife International 2021). For fuglearterne er seneste status på den Globale Rødliste, der udarbejdes af BirdLife International, udarbejdet i forskellige år ligesom for pattedyrene, men såvel den europæiske som den globale status kan ligeledes fremsøges via IUCN's portal (IUCN 2025).

Den aktuelle rødlistestatus i de tre rødlistes er nævnt i de artsspecifikke afsnit.

Tabel 2.6.1 Oversigt over kategorier som anvendes i IUCN's Globale og Europæiske Rødliste samt Den Danske Rødliste.

Kategori	Dansk	Engelsk
EX	Uddød	Extinct
EW	Uddød i vild tilstand	Extinct in the wild
RE	Regionalt uddød	Regionally extinct
CR	Kritisk truet	Critically endangered
EN	Truet	Endangered
VU	Sårbar	Vulnerable
NT	Næsten truet	Near threatened
DD	Utilstrækkelige data	Data deficient
LC	Livskraftig	Least concern
NA	Ikke relevant	Not applicable
NE	Ikke vurderet	Not evaluated

Fuglebeskyttelsesdirektivet

Fuglebeskyttelsesdirektivet [Europa-Parlamentets og Rådets Direktiv 2009/147/EF af 30. november 2009 om beskyttelse af vilde fugle (kodificeret udgave)] forpligter EU's medlemslande til at bevare alle naturligt forekommende fuglearter i Europa. Medlemslandene skal desuden udpege og sikre levesteder for fugle, såkaldte fuglebeskyttelsesområder. Dette gælder både for ynglefugle og trækfugle.

Fuglebeskyttelsesdirektivets Bilag 1 omfatter over 190 arter eller underarter, der trues af udslettelse, er følsomme over for bestemte ændringer af deres levesteder, anses for sjældne, fordi bestanden er ringe eller den lokale udbredelse begrænset, eller kræver speciel opmærksomhed på grund af deres levesteders særlige beskaffenhed. Af dem findes ca. 80 arter i Danmark. For disse arter skal medlemslandene træffe særlige beskyttelsesforanstaltninger med hensyn til deres levesteder (udpege fuglebeskyttelsesområder) for at sikre, at arterne kan overleve og formere sig.

Fuglebeskyttelsesdirektivets Bilag 2 omfatter arter, der kan drives jagt på. For de arter, der er listet i bilag 2/b kan der kun drives jagt på de pågældende arter i de lande, der fremgår af bilaget. I henhold til direktivet skal jagt udøves i overensstemmelse med princippet om en fornuftig udnyttelse og en

økologisk afbalanceret regulering af de pågældende fuglearter. Jagt må ikke udøves i fuglenes yngletid eller under trækket mod ynglepladserne.

Fuglebestandenes status i Danmark afrapporteres hvert 6. år til EU ved den såkaldte Artikel 12-afrapportering. Dette er allerede uddybet i afsnit 2.2 om bestandsopgørelser.

Habitatdirektivet

Habitatdirektivet fra 1992 (Rådets direktiv 92/43/EØF om bevaring af naturtyper samt vilde dyr og planter med senere ændringer) forpligter EU's medlemslande til at bevare udvalgte naturtyper og arter, der er karakteristiske, sjældne eller truede i EU. Habitatdirektivet pålægger medlemslandene at indføre en streng beskyttelse af arter på direktivets bilag IV i hele deres naturlige udbredelsesområde for at sikre, at arterne kan opnå gunstig bevaringsstatus. Der kan ikke fastsættes jagttid på arter på Bilag IV i Habitatdirektivet. For arter på Bilag V skal medlemslandene sikre, at indsamling og udnyttelse af arterne, f.eks. jagt og regulering, ikke påvirker eller hindrer, at arterne har eller kan opnå gunstig bevaringsstatus. Hvis en art er opført på direktivets Bilag II, skal der udpeges områder for at beskytte eller genoprette en gunstig bevaringsstatus for arten.

På baggrund af overvågning af bilagsarterne afrapporteres arternes bevaringsstatus hvert 6. år i den såkaldte artikel 17-afrapportering. Arternes bevaringsstatus vurderes ud fra fire parametre: udbredelse, bestand, levesteder og fremtidsperspektiver (Fredshavn m.fl. 2019a, Therkildsen m.fl. 2020). Vurderingen af bevaringsstatus foretages inden for hver af de to biogeografiske regioner, den atlantiske og den kontinentale region, i Danmark. Grænsen mellem de to regioner går midt ned gennem Jylland. Den seneste Artikel 17-afrapportering dækkede perioden 2013-2018 (Fredshavn m.fl. 2019a), og i 2025 skal medlemslandene indrapportere data for årene 2019-2024 (Fredshavn m.fl. 2025a). De behandlede arters bevaringsstatus nævnes i de artsspecifikke afsnit.

Bern-konventionen

Den europæiske naturbeskyttelseskonvention, Bern-konventionen (*Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats*) trådte i kraft i 1982. Konventionens formål er at beskytte og bevare vilde dyr og planter og deres levesteder i Europa. I Bern-konventionen er der lagt størst vægt på bevaring af truede og sårbare arter samt beskyttelse af arter og deres levesteder, hvor der kræves samarbejde mellem flere lande. Bern-konventionen opererer med tre lister, som omhandler dyrearter.

Liste II omfatter dyrearter som skal gives streng beskyttelse, Liste III omfatter dyrearter, som ikke kommer ind under Liste II, bl.a. grævling og andre mårdyr. For arter omfattet af Liste III er der ikke forbud mod f.eks. jagt, men der er formuleringer i konventionsteksten, som fordrer at bestandene sikres, altså f.eks. at eventuel udnyttelse er bæredygtig.

Liste IV omhandler forbudte jagt- og fangstmetoder.

Bonn-konventionen

Bonn-konventionen (*Convention on the Conservation of Migratory species of Wild Animals*) trådte i kraft i 1983. Konventionen har til hensigt at bevare vildtlivende dyrearter, der til lands, i vandet eller i luften regelmæssigt krydser landegrænser. Konventionen udstikker rammerne for medlemsstaterne for beskyttelse af en lang række arter i deres udbredelsesområde og opfordrer til regionale aftaler til sikring af en gunstig bevaringsstatus (se Habitatdirektivet) for grupper af dyrearter.

Bonn-konventionen omfatter to lister over vandrende og trækkende dyrearter. Liste I omfatter arter, som er i fare for udryddelse i dele af eller i hele deres udbredelsesområde, og som derfor kræver streng beskyttelse. Liste II omfatter arter, som ikke er egentligt udryddelsestruede, men har behov for eller vil drage fordel af internationalt samarbejde om deres beskyttelse

AEWA - Agreement on the Conservation of African-Eurasian Migratory Waterbirds

Vandfugleaftalen (AEWA) er udarbejdet inden for rammerne af Bonn-konventionen. I henhold til aftaleteksten opdateres bestandsstatus hvert tredje år, og denne dynamiske listning i de søjler og kategorier, der omtales nedenfor, er afgørende for om en given bestand er jagtbar eller ej.

Den seneste opdatering blev vedtaget på Vandfugleaftalens 8. Partsmøde i september 2022 og publiceret året efter (AEWA 2023). Ved Vandfugleaftalens 20. Tekniske Komité møde i slutningen af februar 2025 præsenterede Wetlands International de nyeste vurderinger af bestandsudviklinger (Wetlands International 2025a) og forslag til opdaterede bestandsstørrelser til Vandfugleaftalens *Conservation Status Report* No. 9. (AEWA CSR9) (Wetlands International 2025b). Af sidstnævnte fremgår også forslag til eventuelle ændringer af listninger af arter i Aftalens Handleplan (Annex III og dennes Tabel 1). I rapporten hér nævnes disse nye forslag til listninger, mhp. at informere Vildtforvaltningsrådet og myndighederne om, hvad disse potentielt kan indebære.

Disse forslag til ændringer nævnes med forbehold, da der på komitémødet blev aftalt en kommenterings- og kvalitetssikringsperiode, der i løbet af marts-april 2025 vil føre til endelig afklaring af bagvedliggende data, og deraf afledte effekter på listningerne. Ændringer i listningerne vedtages først endeligt på Vandfugleaftalens 9. Partsmøde i november 2025.

Overordnet opereres der med tre søjler, hvorunder der er en række kategorier og kriterier:

Søjle A

Kategori 1: (a) arter, som er listet i Appendix 1 i Bonn-konventionen; (b) arter som er listet som truet på IUCN's rødliste, som rapporteret i den nyeste sammenfatning af BirdLife International; (c) bestande som er mindre end 10.000 individer.

Kategori 2: Bestande som tæller mellem ca. 10.000 og ca. 25.000 individer.

Kategori 3: Bestande som tæller mellem ca. 25.000 og ca. 100.000 individer og som vurderes som værende i risiko som resultat af (a) koncentration på et lille antal lokaliteter på hvilket som helst tidspunkt af årscyklus; (b) afhængighed af en habitattype som er alvorligt truet; (c) udviser en langtids-tilbagegang;

(d) udviser store fluktuationer i bestandsstørrelse eller trend; (e) udviser hurtig tilbagegang over kort tid; eller (f) mangler data.

Kategori 4: Arter listet som Næsten Truet på IUCN's rødliste, men som ikke opfylder kriterierne for kategori 1, 2 eller 3 ovenfor, og som er relevante for international handling.

Søjle B

Kategori 1: Bestande som tæller mellem ca. 25.000 og ca. 100.000 individer, men som ikke opfylder kriterierne nævnt i Søjle A.

Kategori 2: Bestande som tæller mere end ca. 100.000 individer som ikke opfylder kriterierne under Søjle A, men vurderes at have behov for særlig opmærksomhed som resultat af (a) koncentration på et lille antal lokaliteter på et hvilket som helst tidspunkt af årscyklus; (b) afhængighed af en habitattype som er alvorligt truet; (c) udviser en langtids-tilbagegang; (d) udviser store fluktuationer i bestandsstørrelse eller trend; (e) udviser hurtig tilbagegang over kort tid; eller (f) mangler data.

Søjle C

Kategori 1: Bestande som tæller mere end ca. 100.000 individer som kunne have betydningsfuld fordel af et internationalt samarbejde, men som ikke opfylder kriterierne i hverken Søjle A eller Søjle B.

Arter og bestande, som er listet under Søjle A, Kategori 1, må ikke være genstand for jagt. Der kan udøves jagt på bestande under A2 og A3, forudsat de er mærket med en asterisk (*), samt arter under A4, - det gælder f.eks. tajgasædgås. Udøvelse af jagt på disse bestande fordrer imidlertid, at det sker under en international og adaptiv forvaltningsplan. Definitionen af adaptiv forvaltning af trækkende vandfugle er beskrevet i AEWA's "*Guidelines on Sustainable Harvest of Migratory Waterbirds*" (Madsen m.fl. 2015a).

Bestande listet under Søjle B kan være genstand for jagt, men det skal sikres, at jagten udøves bæredygtigt; dog er der intet krav om en international forvaltningsplan.

Bestande listet under Søjle C kan være genstand for jagt; der nævnes ikke specifikke krav vedrørende jagtudøvelse.

I resten af rapporten benyttes en kortere notation, så f.eks. Søjle A Kategori 1a betegnes A1a - og Søjle C Kategori 1 som C1.

2.7 Rapportering af jagtens indflydelse samt bestandsbegrænsende faktorer på fuglebestande til EU-kommissionen

Som medlem af EU er Danmark forpligtet til at sikre beskyttelsen af fugle i henhold til Fuglebeskyttelsesdirektivet og af truede naturtyper og arter omfattet af Habitatdirektivet.

Fuglebeskyttelsesdirektivets Artikel 12 kræver, at medlemsstaterne regelmæssigt sender EU-Kommissionen en rapport om gennemførelsen af nationale foranstaltninger, der er truffet i henhold til direktivet, og de vigtigste virkninger af disse foranstaltninger. Rapporten indeholder oplysninger om status og udviklingstendenser for bestande og udbredelse af de vilde fuglearter, der er beskyttet af direktivet (omtalt ovenfor). Endvidere rapporteres jagtudbytter, truslerne

og presfaktorer, de bevaringsforanstaltninger, der er truffet for arterne, og netværket af fuglebeskyttelsesområders bidrag til målene i direktivets artikel 2 (efter DG Environment 2023).

Rapporten har gennemgået en del ændringer inden for de sidste to årtier, både i forhold til indhold, omfang, kvalitet og rapporteringscyklus. Rapporteringscyklus er i dag seks-årig og er synkroniseret med den tilsvarende rapportering i henhold til artikel 17 i Habitatdirektivet.

Den seneste rapportering dækkede 2013-2018 (for sammenfatning af den danske rapport, se Fredshavn m.fl. 2019b), og i 2025 skal medlemslandene indrapportere data for årene 2019-2024 (Fredshavn m.fl. 2025b). Fra dansk side er Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø (SGAV) under Ministeriet for Grøn Trepert ansvarlig myndighed for den nationale rapport. DCE bidrager med faglig ekspertise, foreslår egnede indikatorer og analyserer overvågningsdata for arter, der er omfattet af NOVANA-overvågningen, inklusive de jagtbare arter; Dansk Ornitologisk Forening (BirdLife Danmark) bidrager med data og analyser for fuglearter, der ikke er omfattet af NOVANA-overvågningen. SGAV tolker direktivteksterne, og fastsætter de overordnede rammer for afrapporteringen. Desuden leverer SGAV de indledende sammenfatninger af direktivets implementering og udpegnings af beskyttelsesområder, samt de tiltag, der truffet for at sikre arterne og deres levesteder (SPA'er). Endelig leverer SGAV en oversigt over det nationale arbejde med arternes Action Plans (SAP) og Management Plans (MP).

Definitionen af presfaktorer på en given art er faktorer, der har virket inden for den nuværende rapporteringsperiode, og har haft en indvirkning på artens nationale bestand eller dens levesteders langsigtede levedygtighed; trusler er fremtidige/forudsigelige påvirkninger (inden for de næste to rapporteringsperioder), som sandsynligvis vil påvirke artens og/eller dens levesteders levedygtighed på lang sigt (to rapporteringsintervaller).

Foruden angivelse af presfaktorer og trusler rapporteres også på 1) deres *timing*, altså om de har påvirket før, efter eller både før og efter rapporteringsperioden, 2) deres *scope*, hvor stor en del af bestanden, der påvirkes, 3) deres *influence*, i kategorierne 'høj', 'middel' eller 'lav' negativ indflydelse på arten eller dens levested. Endelig, 4) rapporteres, hvor presfaktorerne finder sted (*location*), om det kun er nationalt, inden for EU, uden for EU, eller både og. Der er ikke givet kvantitative definitioner af kategorierne, kun kvalitative, tekstlige beskrivelser.

Presfaktorer og trusler skal udvælges blandt ca. 180 muligheder, herunder jagt, regulering og de forstyrrelser, de medfører. For samtlige jagtbare arter vil jagten blive betragtet som en presfaktor, fordi nedlæggelse af fugle udgør en ikke-naturlig dødelighed. Jagtens indflydelse som presfaktor eller trussel skal altså vurderes både i forhold til hvornår den finder sted, hvor den finder sted, hvor stor en del af bestanden, den påvirker samt om dens indflydelse vurderes at være lav, middel eller høj på den nationale bestands størrelse og udvikling. For de jagtbare arter skal de nationale jagtudbytter opgives, men i vurderingen af jagten er det ikke kun den nationale jagt, der skal vurderes, men et eventuelt kendskab til jagtens indflydelse på andre lokaliteter end de nationale skal også indgå i vurderingen. Et kendskab til jagt på arten på dens overvintringssteder, f.eks. Afrika, eller dens ynglepladser, f.eks. Sibirien, skal altså også indgå i vurderingen af den nationale bestand, men der er ikke fastlagt retningslinjer for, hvordan disse flywaybaserede vurderinger skal foretages, og derfor er disse vurderinger behæftede med stor usikkerhed. Vurderingen af jagtens indflydelse

gælder primært den direkte mulige effekt af jagtdødelighed, men der er også mulighed for at angive bifangst, "incidental killing" og også ulovlig jagt indgår som en valgmulighed. Også indirekte effekter i form af (jagtlige) forstyrrelser, kan vælges som presfaktor på artens levedygtigheder.

I nærværende rapport vurderes den danske jagts indflydelse på bestandsniveau, dvs. i det omfang, der foreligger tilgængelig information, vurderes den danske jagts mulige indflydelse for trækkende arter i forhold til den samlede internationale bestands levedygtighed (baseret på bestandsstørrelse og trend). Som beskrevet i målsætningsnotatet (Madsen 2025), er der en række usikkerheder forbundet med disse vurderinger, men de adskiller sig således fra den nationale Artikel 12-rapports vurderinger. I nærværende rapport er der for de fleste trækkende arter ikke set på det samlede jagtudbytte på tværs af landene på bestandens trækruter, fordi disse data ikke har været tilgængelige. Kun for enkelte gåsearter er dette nu muliggjort gennem koordineret international forvaltning (se afsnittet "Artsgennemgang" for gåsebestandene).

I det omfang, der er tilstrækkelig viden, giver nærværende rapport og målsætningsnotatet (Madsen 2025) også en vurdering af den jagtlige forstyrrelses indflydelse på bestandenes levedygtighed, men der gives her ikke en vurdering af indflydelsen på bestandenes levesteder, som det er tilfældet i Artikel 12-indrapporteringen.

EU-Kommissionens anvendelse af Artikel 12-indrapporteringen i relation til jagt

På basis af de nationale rapporter udarbejder EU-Kommissionen og Miljøagenturet en fælles database, som beskriver status, udvikling, jagtudbytte, presfaktorer og trusler for fuglearter på medlemsland-niveau og EU som helhed. For arter og bestande, som har en ikke-sikker status på EU-niveau, er medlemslandene forpligtet til at tage skridt til at genoprette status til sikker. På baggrund af den seneste Artikel 12-indrapportering (2013-2018) har EU-Kommissionen udarbejdet en oversigt over de jagtbare fuglearters status i EU og fundet, at 42 arter ud af 84 arter på direktivets Bilag 2 (de jagtbare arter) er i usikker status. Ud af de 42 arter i usikker status er 33 arter trækfugle. EU-Kommissionen vurderer indflydelsen af de listede presfaktorer og trusler mod arterne og deres bestande og gør medlemslandene opmærksom på deres forpligtigelser i henhold til Fuglebeskyttelsesdirektivet og det underliggende forsigtighedsprincip til at gøre tiltag til at forbedre tilstanden for bestandene. Der er nedsat en 'Task Force on the Recovery of Bird Species' (benævnes senere i rapporten som EU-TFRB) bestående af ansvarlige myndigheder fra medlemslandene og observatører fra internationale organisationer og eksperter. Task forcen skal i første omgang arbejde med de 33 trækfuglearter, da det er i forbindelse med forvaltningen af disse, at der er behov for en koordineret indsats på tværs af EU's medlemslande. Endvidere har EU-Kommissionen indgået en rådgivningsaftale med et fagligt konsortium bestående af en række europæiske forskningsinstitutioner, herunder Aarhus Universitet, som bl.a. skal levere vidensbaserede vurderinger af jagtens bæredygtighed for disse arter og deres bestande, samt vurdere behovet for andre tiltag, for eksempel habitatforbedringer på yngle- og rasteplasser, inden for EU.

Baseret på udfaldet af disse vurderinger vil EU-Kommissionen lægge op til en række tiltag i medlemslandene. I tilfælde, hvor jagten vurderes ikke at være bæredygtig på EU-niveau, vil der komme oplæg til jagt-moratorier, indskrænkninger af jagten, og for visse bestande internationalt koordinerede, adaptive forvaltningsplaner. De første eksempler på adaptive planer er implementeret for

de to europæiske bestande af turteldue. For den vestlige bestand er der tegn på en positiv effekt på ynglebestandens størrelse af et jagtmoratorium, der har været i kraft siden 2021 i Frankrig, Spanien og Portugal (Carboneras m.fl. 2024). Det skal bemærkes, at det er første gang EU-Kommissionen foretager vurderinger på bestandsniveau. Fuglebeskyttelsesdirektivet opererer kun på artsniveau, men EU-Kommissionen har indset behovet for at gå ned på bestandsniveau, i lighed med Vandfugleaftalen (AEWA) under Bonn-konventionen.

EU-Kommissionen har kun mandat til at regulere jagten inden for EU-landene. Mange af de trækkende fuglearter er imidlertid udbredt både inden for og uden for EU, og dermed bliver både vurderingen af, hvorvidt jagten er bæredygtig og EU's forvaltningsplaner ikke helt dækkende for de fleste bestande. Det gælder for eksempel de fleste svømmeænder, som hovedsageligt yngler i Rusland og kun perifert inden for EU, men overvintrer vidt udbredt i Europa og Nordafrika. Hvis der skal udarbejdes internationale forvaltningsplaner på flywayniveau, er det eneste dækkende instrument Vandfugleaftalen (AEWA), som dækker det vestlige Eurasien og Afrika. Men også AEWA har huller i den biogeografiske dækning af denne trækvej for vandfugle, fordi der fortsat er centrale lande, som ikke er medlem, herunder Rusland. Indtil videre er der kun udarbejdet flywaybaserede forvaltningsplaner med jagtforvaltning for gåsearter under European Goose Management Platform (EGMP) i regi af AEWA.

For de 33 trækfuglearter på bilag 2, der har usikker status i EU, er vurderingerne af jagtens bæredygtighed foretaget af konsortiet af forskningsinstitutioner i 2024 (Cruz-Flores m.fl. 2024a, 2024b). Der er anvendt et såkaldt '*rapid assessment*' baseret på et software ved navn '*popharvest*' (Eraud m.fl. 2021). Vurderingerne skal tages med forbehold, især i forhold til at vurdere, hvorvidt jagten reelt er bæredygtig (Johnson m.fl. 2024a). Der er i virkeligheden tale om en vurdering af, hvorvidt jagten ikke er bæredygtig. I modellen indgår nogle basale variabler: bestandsstørrelse (hentet fra internationalt koordineret overvågning baseret på tællinger af vandfugle i vinterhalvåret, typisk januar, eller ynglefugleregistreringer), bestandens naturlig maksimale vækstrate og jagtudbytte. Jagtudbyttet er summeret for alle EU-medlemslande baseret på Artikel 12-afrapporteringen for perioden 2013-2018, desuagtet, at der kan være mangler og skævheder i de nationale rapporter. I analyserne er de rapporterede jagtudbytter multipliceret med en faktor 1,2 for at inkludere, at omkring 20 % af fugle, der skydes til, ikke indrapporteres til vildtudbyttet, men dør efter anskydning og ikke opsamles af jægerne. Denne anskydningsfaktor er brugt på alle arter og er baseret på forholdsvis få undersøgelser på svømmeænder, havdykænder og gæs. Det er nyt, at ikke-opsamlede fugle inkluderes i vurderingen af jagtens effekt på bestande. I europæisk sammenhæng er det hidtil kun anvendt i modellering af jagtens effekt på kortnæbbet gås i regi af den internationale adaptive forvaltningsplan under EGMP/AEWA (Johnson m.fl. 2020). Der er et klart behov for at få et større opdateret datasæt til grundlag for kvantificering af anskudte, ikke-opsamlede fugle, men det er også evident, at de nuværende indrapporterede jagtudbytter undervurderer det reelle antal fugle, der dør som følge af jagt.

I tilfælde, hvor jagten på en trækkende art i EU vurderes som værende ikke-bæredygtig, er der en forøget risiko for, at jagten også er ikke-bæredygtig på den samlede trækvej, som kan dække mange lande uden for EU, fordi denne del af jagtudbyttet ikke er inkluderet i analysen. Der kan endvidere være bestande, hvor jagten bliver vurderet som bæredygtig inden for EU, men faktisk godt kan være ikke-bæredygtig på den samlede trækroute, fordi der kan være stort udbytte uden for EU, der ikke er regnet med. I sådanne tilfælde kan EU

ikke nødvendigvis selv gøre noget ved det, men man kunne bringe problemstillingen op i AEWA, hvis det var for vandfuglene, og man kunne også overveje om man vil fortsætte en jagt i EU, hvis man kan se at bestandene går tilbage, også selvom man ikke er "skyld" i problemet.

Tabel 2.7.1 viser vurderingen af jagtens (ikke-)bæredygtighed ud fra EU-vurderingerne (EU-TFRB; Cruz-Flores m.fl. 2024a, 2024b) for de danske jagtbare arter og de arter, som ønskes behandlet i jagttidsrapporten. For to af arterne, tajgasædgås og ederfugl, er der ikke sket en vurdering i regi af TFRB, fordi der er igangværende processer for at koordinere jagtforvaltning internationalt i AEWA-regi. For fire ud af fem vurderede svømmeænder er vurderingen, at jagten i EU ikke er bæredygtig. Det drejer sig om pibeand, krikand, spidsand og skeand. For den femte, atlingand, er indikationen, at der ikke er problemer med jagten i EU, men bestanden trækker til Sahel i det nordlige Afrika, hvor der en stor, men dårligt kvantificeret udnyttelse. Især for krikand, spidsand og skeand er der imidlertid problemer med data på både jagtudbytter og bestandstal. For hver art er der defineret flere bestande, som trækker gennem EU, men udvekslingen mellem bestandene er ikke kendt. Ud fra ringmærkning og genmeldinger er det imidlertid kendt, at en del af bestandene laver et såkaldt sløjfetræk på tværs af grænserne for bestandene i løbet af overvintningsæsonen, hvilket komplicerer bestandsvurderinger. Den foreløbige status for arbejdet i TFRB og EU-Kommissionen pr. marts 2025 er, at der foreligger en anbefaling om, at der skal udarbejdes en adaptiv jagtforvaltningsplan for pibeand og taffeland, for hvilken jagten også er blevet vurderet til ikke at være bæredygtig. Indtil dette er sat i værk, er anbefalingen fra EU-Kommissionen, at der indføres et jagt-moratorium i EU. For krikand, spidsand og skeand er anbefalingen at reducere jagten, indtil dataproblemerne er afklaret, hvilket vil kræve en videnskabelig udredningsproces. Hvornår disse tiltag skal implementeres, er der endnu ikke taget stilling til.

Tabel 2.7.1. Fuglearter, som er behandlet af EU's Task Force for the Recovery of Bird Species (jagtbare Bilag 2 trækfuglearter med usikker status) og også er jagtbare i Danmark eller ønskes behandlet i forbindelse med jagttidsrevisionen. Arter/bestande, hvor jagten i EU er vurderet som ikke-bæredygtig, er angivet med kryds (efter Cruz-Flores m.fl. 2024a, 2024b).

Art/Bestand som forekommer i Danmark	Jagt vurderet ikke-bæredygtig i EU ¹	Kommentarer
Tajgasædgås		Er vurderet i regi af EGMP/AEWA ¹ ; ikke popharvest
Krikand	X	Dataproblemer pga. udveksling mellem bestande
Atlingand		Nedlægges hovedsageligt uden for EU
Pibeand	X	Inkluderer jagt og regulering; (visse dataproblemer pga. udveksling mellem bestande)
Spidsand	X	Dataproblemer pga. udveksling mellem bestande
Skeand	X	Dataproblemer pga. udveksling mellem bestande
Troldand		
Taffeland*	X	
Bjergand		
Fløjsand*		
Ederfugl		Er vurderet i regi af AEWA ² ; ikke popharvest
Toppet skallesluger*		
Blishøne		Inkluderer jagt og regulering
Dobbeltbekkasin		
Stor regnspove*		Totalfredet/jagtmoratorium i EU i dag
Sølvmåge	X	Inkluderer jagt og regulering

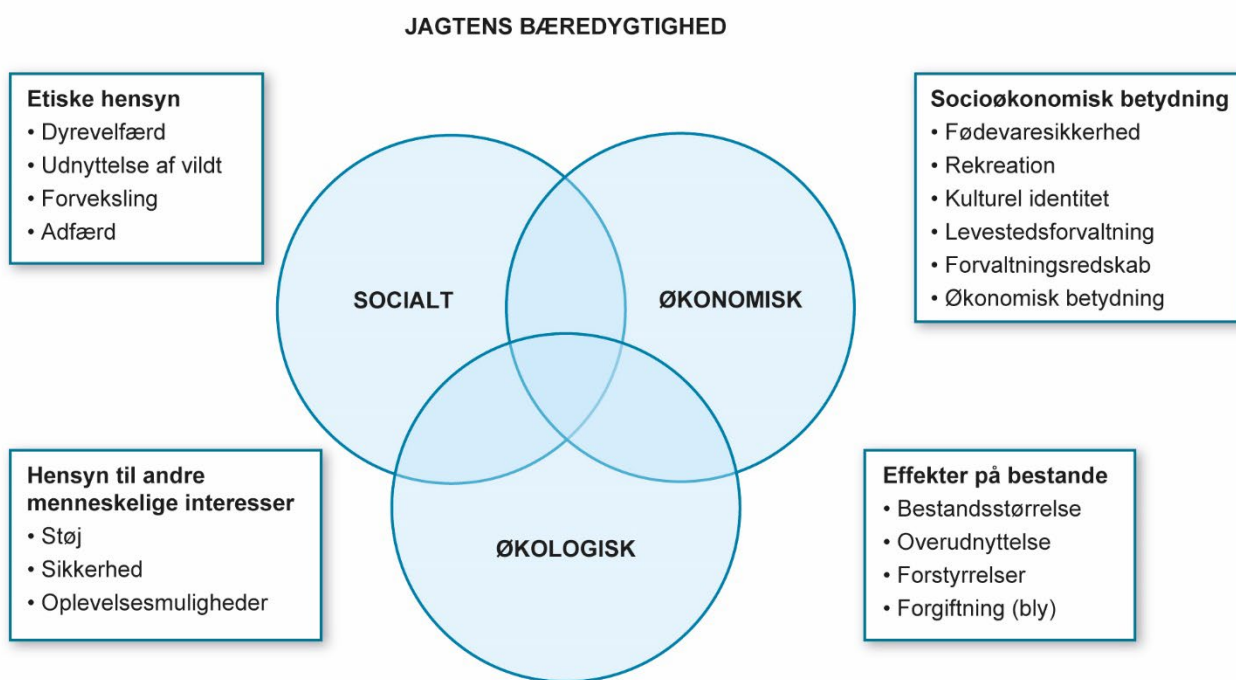
*Arter uden nuværende jagttid, men som ønskes behandlet.

¹Vurderet ud fra Johnson m.fl. 2024b.

²Vurderet ud fra Tjørnløv m.fl. 2019.

2.8 Jagtens bæredygtighed i et samfundsmæssigt perspektiv

Det er vigtigt at definere, hvad der menes med bæredygtighed og bæredygtig udnyttelse i forbindelse med jagt. I den bredeste, samfundsmæssige forstand dækker bæredygtighed over - og balancerer mellem - økologiske, sociale, kulturelle og økonomiske dimensioner (Fig. 2.8.1), med henblik på at sikre både nutidige og fremtidige generationers muligheder. Hvordan disse dimensioner skal balanceres, er først og fremmest et politisk anliggende, og dermed et demokratisk spørgsmål. Forskningen kan bidrage til at kvalificere den demokratiske debat og de politiske beslutninger. I udgangspunktet er det afgørende, at jagt er økologisk bæredygtig, ellers risikerer bestandene at blive decimeret og dermed skrider også grundlaget for den sociale og økonomiske bæredygtighed. Samtidigt kan den jagtlige anvendelse af naturen også understøtte bevarelsen af arterne, fordi sociale og økonomiske gevinster ved udnyttelsen er et vigtigt incitament for borgerne til at beskytte ressourcen (IUCN 2020). Vi lever i et mere og mere urbaniseret samfund med en stigende fremmedgørelse af naturen, men også et stigende omfang af friluftaktiviteter, som kræver plads og som også påvirker naturen. I det perspektiv er det vigtigt, at jagt udføres i samklang med og i respekt for forskellige menneskelige værdier og behov.



Figur 2.8.1. Det brede samfundsmæssige koncept for jagtens bæredygtighed og de forskellige aspekter under økologiske, sociale og økonomiske dimensioner. I forhold til den samlede bæredygtighed er idealet, at overlappet mellem de tre dimensioner maksimeres.

I denne rapportes vurdering af jagttider for de enkelte arter (Artsgennemgang) behandles kun den økologiske bæredygtighed, dvs. jagtens indflydelse på de danske vildtbestande. I målsætnings- og kriterienotatet (Madsen 2025) bliver bæredygtighedsbegrebet udvidet til også at inkludere etiske/sociale hensyn. I en overordnet politisk og samfundsmæssig diskussion om jagt anvendes det brede bæredygtighedsbegreb. Derfor er det vigtigt at kortlægge de forskellige aspekter af bæredygtighed og gøre klart, hvilken ramme man diskuterer indenfor. Det forsøges udfoldet i korthed nedenfor.

Socioøkonomisk og kulturel betydning: Historisk set har jagt på fugle og pattedyr haft en stor betydning for menneskers overlevelse, og vildtet indgik

tidligere som en central del af subsistensøkonomien. I dag er situationen anderledes. Selvom jagtvildtet fortsat er en gastronomisk højt værdsat fødevarer, er det de færreste jægere, der går på jagt for at sikre fødevarerforsyningen. Jagt er primært blevet en rekreativ aktivitet, der dyrkes af et bredt udsnit af befolkningen og med forskellige bevæggrunde, såsom naturoplevelsen, naturbeherskelsen, håndværket, spændingen, samt det sociale samvær. Jagtkulturen defineres af en praksis over tid, og der er en stærk kulturel identitet forbundet med at drive jagt.

Mange jægere lægger vægt på at agere som forvaltere af vildtet og dets levesteder, netop med henblik på at styrke og udnytte ressourcen bedst muligt. Denne indstilling afspejles i engagement i biotoppleje for vildtet og bekæmpelse af skadevoldende vildt, inklusiv invasive arter, på jagtarealet. Hvad der er 'bedst muligt', bliver hele tiden diskuteret, men den rekreative jagt er således også et forvaltningsværktøj, som bruges til at reducere arters forekomst på arealer, hvor de ikke er ønskede, eller kontrol af bestande, der giver anledning til skader på menneskelige, økonomiske interesser. Jægerne yder således et stort, frivilligt bidrag til forvaltningen af den danske natur.

Den danske jagtkultur er mangfoldig og består af mange forskellige og ofte højt specialiserede jagtformer, der har rødder langt tilbage. Hvilken jagtform og jagtmetode, den enkelte jæger vælger, handler ofte om hvordan, hvornår og af hvem jægeren er introduceret til jagten samt af, hvilke ressourcer den enkelte jæger har til rådighed i form af tid, penge og jagtarealer. Ofte foregår samspillet mellem jægerne og de forskellige jagtformer og jagtmetoder uproblematisk, men når det gælder særlige attråværdige jagtformer og vildtarter, kan der opstå interne konflikter. Et eksempel på en sådan konflikt er jagten på kronvildt, hvor der både er uenighed om, hvordan arten skal forvaltes, og hvordan den skal fordeles mellem jægerne. Hvordan skal kronvildtet forvaltes af jægerne på tværs af ejendoms-skel, hvilken populationssammensætning skal man tilstræbe, skal alle have muligheden for at nedlægge en trofæbærende hjort, eller må alle nedlægge så mange man kan og har råd til, er blot nogle af de spørgsmål, der også historisk har skabt diskussioner og konflikter blandt jægerne. De forskellige synspunkter og interne konflikter er medvirkende til, at det bliver vanskeligt at opnå en enighed om en bæredygtig forvaltning af de vildtarter, som naturligt bevæger sig over ejendomsskel. Initiativer som etablering af frivillige, lokale markvildt-, hjorte- og gåselaug er dog gode eksempler på, at det kan opnås.

I et samfundsøkonomisk perspektiv er jagten betydningsfuld. I 2019 betalte omkring 177.000 jægere en årlig jagttegnsafgift på 650 kroner for at få lov at gå på jagt, dvs. den samlede indtægt fra jagttegnsafgiften udgjorde ca. 115 millioner kroner (ekskl. tegning af jagtforsikringer). Afgiften understøtter den statslige jagt- og naturforvaltning, herunder forskning, formidling og administration. Jægerne har desuden behov for det rette jagtudyd og for adgang til jagtområder, hvilket også skaber en betydelig økonomisk aktivitet. Der eksisterer en bred vifte af virksomheder, som producerer og forhandler jagtudyd, forarbejder og sælger vildtkød og yder andre nedstrøms tjenester. Såfremt jægerne ikke har adgang til egne eller bekendtes jagtarealer, eller driver jagt på fiskeriterritoriet (hvor jagten er fri), køber jægerne sig adgang til jagtområder hos private eller offentlige lodsejere. På mange større ejendomme er der etableret et jagtvæsen med jagtudlejning og salg af dagjagter. Mange danske jægere går desuden på jagt i udlandet gennem jagtrejsbureauer.

Etiske hensyn: Etisk hensyntagen i forhold til dyrevelfærd, anvendelse af det nedlagte vildt og jægeres adfærd er afgørende for jagtens accept i samfundet

og dermed en vigtig dimension i jagtens sociale bæredygtighed. I henhold til lov om jagt og vildtforvaltning skal jagt foregå på en måde, så vildtet ikke lider unødigt, og der skal tages hensyn til reproduktive perioder m.v. Det stiller en række krav til jagtens udøvelse, sådan at forstyrrelsen af vildtet begrænses, og sådan at anskydninger og dyrenes lidelser så vidt muligt begrænses. Ligeledes er det et lovkrav, at der ikke må drives jagt i vildtets yngleperioder, og for fugles vedkommende, heller ikke i den periode de trækker til yngleområderne (i henhold til EU Fuglebeskyttelsesdirektivet). Trods dette diskuteres jagt på diegivende hundyr af f.eks. hjortevildtarterne som en særlig etisk konflikt (Madsen 2025). Endvidere er det et grundlæggende princip i de jagtetiske regler (<https://sgavmst.dk/natur-og-jagt/om-at-gaa-paa-jagt/jagtetiske-regler>), at det nedlagte vildt bliver udnyttet, dvs. at det anvendes som mad, pels til beklædning eller trofæer. Der er også opmærksomhed på, at jagt udelukkende sker på de jagtbare arter, og at der ikke sker nedlæggelse af fredede arter. Endelig kan visse jagtformer, for eksempel drivjagter på flokke af blis-høns tæt på kysten, hvor den almene befolkning kan iagttage jagten, virke voldsomme og give anledning til kritik. I de jagtetiske regler er der opmærksomhed på behovet for at vise respekt for vildtet samt sørge for et respektfuldt forhold til andre naturbrugere.

I 1990'erne medførte registreringer af høje anskydningsrater, forårsaget af jagthagl, hos en række vildtarter, at der opstod politisk kritik af jagten med haglgevær. Anskydninger kan ikke helt undgås, men de høje rater antydede, at jagten gav anledning til unødigt lidelse, samt at mange dyr døde af anskydninger og ikke blev opsamlet af jægerne. Det vil sige, at den reelle jagtdødelighed sandsynligvis var højere end det, der blev indrapporteret til vildtudbyttestatistikken. Den daværende miljøminister truede med at begrænse for jagt med haglgevær, hvis ikke situationen blev forbedret. Baseret på bl.a. en række forskningsmæssige udredninger blev der iværksat en handlingsplan for at reducere omfanget af anskydninger. Planen blev implementeret af Danmarks Jægerforbund og Skov-og Naturstyrelsen. Det førte bl.a. til anbefalinger af maksimale skudafstande i de jagtetiske regler, opstramninger til afstandsbedømmelse i jagtprøver og kampagner om udøvelse af effektiv jagt. På samme tid blev det gjort til et lovkrav, at der ved jagt på ikke-klovbærende vildt på land og i rør- og sivbevoksninger skulle medbringes en egnet appor-terende hund. Opstramningerne og kampagnerne fik i løbet af nogle år målbar effekt i form af reducerede anskydningsrater. Gennemgående har de danske jægere taget budskabet til sig, og selv om det er uundgåeligt, at der fortsat sker anskydninger i et vist omfang, viser eksemplet, at en fælles indsats på dette punkt har styrket jagtens sociale såvel som økologiske bæredygtighed.

Hensyn til andre menneskelige interesser: At jagten harmonerer med andre menneskelige interesser, er også vigtig for den sociale accept af jagt. Affyring af skud medfører en impulsstøj, som kan være irriterende for andre mennesker. I den danske lovgivning er der taget en vis højde for problemstillingen ved regler for haglnedfald og afstandskrav til beboelsesbygninger. Tilsvarende er der i de jagtetiske regler opmærksomhed på sikkerhed og krav til kuglefang ved riffeljagt. Alligevel kan der lokalt opstå nabokonflikter, hvis jagtarealer benyttes meget intensivt, især tidlig morgen eller sen aften, eller hvis riffeljagt ikke udføres forsvarligt. Det kan desuden for nogle mennesker opleves som utrygt at færdes i områder, hvor der udøves jagt. Endvidere kan jagtlig efterstræbelse af vildt medføre en øget frygt for mennesker generelt, som giver anledning til skyhed hos både pattedyr og fugle. Det kan medføre, at vildtet flygter på lang afstand, og nogle arter ændrer adfærd fra at være dagaktive til at blive nataktive, mens de så i dagtimerne skjuler sig i tætte

skovområder eller raster i reservater. Denne ændrede adfærd og længere flugtafstand kan betyde, at befolkningens oplevelses-muligheder af pattedyr og fugle forringes. Oprettelse af vildtreservater for vandfugle eller jagt på hjortevildt, der koordineres i større områder f.eks. med udlægning af forstyrrelsesfri områder, kan kompensere for denne effekt, fordi arterne føler sig mere trygge. Det betyder, at de bedre tolererer en vis færdsel, som dog skal være dirigeret og tage hensyn til arternes behov for fred. Samme effekt ses i byerne, hvor dyr og fugle ikke efterstræbes, med mindre, der foretages målrettet regulering. Et klassisk eksempel er grågæssene, der yngler i Utterslev Mose og mange andre parksøer i København. Her kan fuglene og deres unger opleves på kort afstand. De selvsamme fugle holder til gengæld lang afstand til mennesker og optræder i store, agtpågivende flokke, når de efter ynglesæsonen trækker ud på det åbne land, hvor de må jages. De længerelevende arter som for eksempel grågås og kronstyr kan opbygge en erfaring, som de kan udnytte til adfærdsmæssigt at tilpasse sig efter risikoen for at blive præderet/nedlagt.

Økologisk bæredygtighed: Bæredygtig jagtlig udnyttelse af bestande handler grundlæggende om, at afskydningen skal holdes på et niveau, så der opretholdes levedygtige bestande for nuværende og kommende generationer. Jagtens direkte indflydelse på bestande, dvs. effekten af at der fjernes et givet antal individer fra bestanden ved jagt, er grundigt behandlet i en tidligere jagttidsrapport (Noer m.fl. 2009). Det er vigtigt at forstå, at jagt har forskellig demografisk effekt, afhængigt af om en bestand er i vækst, dvs. under bærekapacitet dikteret af omgivelsesforholdene i løbet af en årscyklus, eller om bestandsstørrelsen har nået bærekapaciteten og holder et stabilt eller fluktuerende niveau. Befinder bestandsstørrelsen sig under bærekapaciteten, vil jagtdødeligheden være additiv, dvs. vækstraten vil blive reduceret af jagtudtaget. På bærekapaciteten vil en vis jagtdødelighed være kompensatorisk, dvs. de fjernede individer giver bedre overlevelsesmuligheder for de overlevende, og bestandsniveauet kan opretholdes. Hvis jagtraten overstiger et vist niveau, vil bestanden falde og stabilisere sig på et lavere niveau, men under bærekapacitet. For bestande, der er i tilbagegang, vil jagtdødeligheden oftest være additiv og medføre et yderligere fald (men se også Noer m.fl. 2009).

For at planlægge en afskydningsstrategi er det derfor vigtigt at vide, hvor på bestandskurven, man befinder sig. Det kræver godt biologisk kendskab til populationsdynamikken i en given bestand. For de 53 arter, der behandles i målsætnings- og kriterienotatet (Madsen 2025; under forberedelse), forholder det sig sådan, at der er indikationer for, at bærekapaciteten ikke er nået for 18 arter, at den muligvis er nået for 14 arter, og at den er ukendt for 21 arter. Kun for et par arter er der tilstrækkelig populationsbiologisk viden til at vurdere det ud fra demografiske data. Når det kommer til vurdering af jagtens direkte indflydelse på bestandene, er der for de nuværende jagtbare pattedyr og fugle 7 arter, hvor det vurderes, at jagten har en indflydelse, én art hvor jagt ikke har indflydelse, 11 arter hvor jagt muligvis har en indflydelse, 10 arter hvor jagt sandsynligvis ikke har indflydelse, og 7 arter hvor indflydelsen er ukendt. Der er kun 3 arter, hvor der er et egentligt populationsbiologisk belæg for vurderingerne. Overordnet set er det således kun et fåtal af arter, hvor jagtens indflydelse kan vurderes med sikkerhed, og for de fleste arter er vurderingen baseret på indikationer og med stor usikkerhed. Så længe der ikke iværksættes målrettede forvaltningsplaner med tæt opfølgning og populationsbiologisk overvågning (adaptiv forvaltning) må vildtforvaltningen baseres på forsigtighedsprincippet for at sikre økologisk bæredygtighed. Som beskrevet i Afsnit 2.7 (om EU), bliver der nu gjort forsøg på at udrede jagtens direkte indflydelse

og bæredygtighed i forhold til en række bestande af fugle i EU. AEWA planlægger en lignende udredning på flywayniveau for trækkende vandfugle, men både i EU- og AEWA-processen er der en stor udfordring med kvaliteten og tilgængeligheden af data. For mange pattedyrs vedkommende er jagttidsvurderingerne baseret på udbyttetal, og der er store udfordringer med at opnå uafhængige data for bestandsstørrelser. Hvis man forvaltningsmæssigt ønsker at sikre en økologisk bæredygtig afskydning af vildt, forbliver dette et kritisk, springende punkt.

Den højeste afskydningsrate kan opnås på en bestand i vækst ($K/2$ - halvdel af bærekapaciteten; også betegnet '*maximum sustainable yield*'). Hvorvidt man ønsker dette i en jagtstrategi, eller man ønsker at sikre en større bestand, er en politisk beslutning. Men at holde en bestand på $K/2$ vil kræve en høj grad af populationsbiologisk indsigt og tæt overvågning, der oftest ikke foreligger. Det tilsiger, at man ikke forsøger at maksimere afskydningsraten, fordi man derved risikerer at decimere bestanden. Igen vil forsigtighedsprincippet være en fornuftig tilgang for at sikre bæredygtighed.

Selv om en maksimal afskydningsrate kan være demografisk bæredygtig, er det ikke tråd med jagtloven og de målsætninger, som Vildtforvaltningsrådets parter har formuleret for de danske jagtbare arter, når der ses bort fra nogle af problemarterne, der kan påvirke økonomiske interesser (se målsætnings- og kriterienotatet; Madsen 2025). Målsætningerne afspejler således et generelt ønske om store vildtbestande med en gunstig bevaringsstatus, som kan udnyttes jagtligt og være til glæde for andre naturbrugere.

Jagtlig udnyttelse vil kunne medføre en selektion, så bestandens individer over generationer ændrer karakter på grund af ændret genetisk sammensætning. Dette kan f.eks. være øget skyhed, udseende og livshistorie. For danske arter vil denne problemstilling især omfatte hjortevildt, hvor handyr mange steder er udsat for en unaturlig høj dødelighed forårsaget af trofæjagt, hvilket kan indebære risiko for selektion for tidligere kønsmodenhed og mindre kropstørrelse (Sunde & Haugaard 2014).

I forhold til det brede bæredygtighedsbegreb skal der skelnes mellem jagt og regulering af vildt. Regulering, og ultimativ bestandskontrol, udføres for at beskytte menneskelige økonomiske interesser, sundhed eller sikkerhed (kollisioner mellem fugle og fly). Regulering er således et hyppigt anvendt redskab til at tilgodese socioøkonomiske mål. Med undtagelse af bekæmpelse af invasive arter, som foretages for at sikre den hjemmehørende biodiversitet, er regulering i sagens natur i modstrid med økologiske mål og kan også være i konflikt med visse sociale/dyreteiske mål. Det gælder f.eks. i relation til bekæmpelse af vildsvin i Danmark, som er hjemmehørende og vil kunne spille en vigtig økologisk rolle i forhold til sikring af biodiversitet, ligesom en fritlevende bestand af vildsvin vil være påskønnet af jægere og andre naturinteresserede befolkningsgrupper.

Ud over den direkte jagtdødelighed kan jagt have en indirekte effekt på bestande. Jagt kan give anledning til forstyrrelse af vildtet, hvilket kan medføre, at arterne fortrænges fra kritiske fødesøgnings- eller rasteplasser (se også Madsen 2025). Der er imidlertid kun begrænset fagligt belæg for, at forstyrrelser har en effekt på bestandsniveau, men det er også vanskeligt at tilvejebringe denne dokumentation. Dels kan en effekt i form af for eksempel forringet yngelproduktion hos en trækfugl manifestere sig tusinder af kilometer væk fra det sted, hvor den blev udsat for forstyrrelse. Her forårsagede forstyrrelsen måske, at fuglen

mistede kostbare fødesøgningsmuligheder og ikke kom i tilstrækkelig god kondition til at foretage trækket til ynglepladserne og oveni have de nødvendige kropsreserver til at lægge æg og udruge dem. Dels kan mange andre faktorer end forstyrrelser forårsage et individs energitab, og dermed gøre det svært, endtydigt at udrede effekten af forstyrrelse. Det er især floklevende arter, der har et forholdsvis begrænset habitat på land eller kystnært, som har en høj følsomhed over for forstyrrelse. Blandt de arter, der i dag har jagttid, er vurderingen, at der muligvis kan være en indirekte påvirkning af 13 jagtbare arter, primært de floklevende gæs og ænder. For 10 arter vurderes der at være ingen eller sandsynligvis ingen påvirkning, mens det er ukendt for 13 arter, deriblandt 7 arter pattedyr. Med den generelt stigende sammentrængning af arter på mindre tilgængelig naturlig habitat og øget erhvervsmæssig og rekreativ aktivitet overalt i landskabet og det akvatiske miljø, vil følsomheden hos arterne generelt stige på grund af de kumulative effekter. Reservater, der både tilbyder uforstyrrede hvile- og fødesøgningsområder, giver en vis buffereffekt, og det samme er tilfældet ved begrænsning af særligt forstyrrende jagtformer. Alligevel vil udviklingen komme til at udfordre den økologiske bæredygtighed af jagt, og der er et stigende behov for, at jagtinteresserne integreres i en overordnet strategisk planlægning.

En anden negativ økologisk sideeffekt af jagt er anvendelsen af ammunition (hagl og riffelkugler), som indeholder miljøskadelige komponenter, som f.eks. bly. Miljøbelastning med bly fra jagtammunition og økotoksikologiske effekter i naturen og kaskadeeffekter i forhold til fugle, der indtager blyhagl eller er anskudt med blyhagl og dør, og efterfølgende bliver ædt af rovfugle og -dyr, er velbeskrevne (Kanstrup 2024). Der er også stigende fokus på subletale effekter af bly, der kan medføre forringet fitness. I Danmark har blyhagl til jagt været forbudt i flere årtier, og jægerne har tilpasset sig til alternativer til bly. Fra 1. april 2024 er centraltændt, blyholdig riffelammunition ligeledes blevet forbudt i Danmark. EU har fra 2023 gennemført regulering af blyhagl til jagt i alle europæiske vådområder, og Kommissionen har primo 2025 fremsat et mere vidtrækkende forslag om regulering af blyammunition til jagt og sportsskydning samt blyholdigt fiskegrej (<https://ec.europa.eu/transparency/comitology-register/screen/documents/105447/1/consult?lang=en>). Til trods for de dokumenterede negative effekter af bly og tilstedeværelsen af mindre miljøbelastende, sikre og effektive alternativer er bly dog fortsat det altdominerende materiale i jagtammunition verden over. Der er flere kulturelle og økonomiske årsager til denne træghed. Det danske forbud mod brug af blyammunition til jagt er et foregangseksempel, som har bidraget til at øge jagtens økologiske, sociale og - på længere sigt - økonomiske bæredygtighed.

Den jagtpolitiske dagsorden er delvis drevet af interne ønsker og behov i jægerkredse, men i endnu højere grad af overordnede internationale politisk-administrative processer, som Danmark har tilsluttet sig og som giver visse juridiske bindinger (EU-direktiver, Vandfugleaftalen, Bernkonventionen, Biodiversitetskonventionen), samt ikke mindst det samfundsmæssige syn på jagt. Ovenfor er nævnt nogle eksempler på, at jagtens legitimitet og samlede bæredygtighed bedst sikres gennem fælles indsatser og løsninger (for eksempel enighed om bestandsmålsætninger, reduktion af anskudninger, adaptiv forvaltning, samforvaltning, og udfasning af blyholdig ammunition). At vurdere jagtens direkte og indirekte effekt på vildtbestande, er dog fortsat en udfordring, som kræver fokuserede storskala undersøgelser og, for de trækende og vandrende arter, et internationalt samarbejde. Eftersom mange spørgsmål har rødder i menneskelige værdier og motivationer med sociale, kulturelle og økonomiske baggrunde, er der behov for en tværfaglig tilgang til at kvalificere den politiske beslutningsproces.

3 Artsgennemgang

I den følgende gennemgang er vildtarterne efter ønske fra Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø delt op i tre grupper: 1) Arter med jagttid, 2) Arter uden jagttid men med juridisk mulighed for at få en jagttid og 3) Arter uden jagttid og uden juridisk mulighed for at få en jagttid. Hver enkelt art i de tre grupper præsenteres i sit eget opslag med standardiserede rubrikker og figurer.

Statustabel: Tabellen giver en hurtig oversigt over centrale oplysninger for den enkelte art såsom størrelsen af den danske bestand i antal individer eller antallet af ynglepar og flywaybestandsstørrelsen (for trækkende vandfugle), gældende og tidligere jagttider, reguleringsmuligheder, udbytte og antal jægere med udbytte af den pågældende art i Danmark i sæsonerne 2022/23 og 2023/24 (foreløbige tal), tendenser i udbyttet i de seneste 29 og 6 sæsoner, nationale og internationale listninger (røddister, Bern-konventionen (for pattedyr) og AEWAs (Vandfugleaftalen, for vandfuglearter), bestandsbegrænsende faktorer og eventuelle forvaltningsplaner. Under bestandsbegrænsende faktorer henvises til målsætnings- og kriterienotatet (Madsen 2025), hvorvidt jagt og regulering vurderes at have en indflydelse på bestandene, både direkte som følge af de nedlagte individer og indirekte i form af forstyrrelser. For fugle er forstyrrelsesfølsomhed kategoriseret som henholdsvis lav, middel eller høj.

Forekomst og bestandsudvikling: Her gennemgås den aktuelle viden om forekomst og bestandsforhold, primært på grundlag af de kilder, der er nævnt i afsnit 2.2 om bestandsopgørelser. Hvis der foreligger tidsserier, præsenteres de i en særskilt figur eller i samme figur som jagtudbyttet.

Jagten/reguleringen i Danmark: Her gennemgås udviklingen i jagtudbyttet ledsaget af en figur, som viser udbyttet af den pågældende art i de seneste 29 sæsoner suppleret med tendenskurver for hele perioden og for de seneste 6 sæsoner. Den geografiske fordeling af jagtudbyttet vises i en figur med et kommuneopdelt Danmarkskort. For de fleste arter vises det gennemsnitlige udbytte for de seneste fem sæsoner (2019/20 – 2023/24), baseret på jægerens artsspecifikke indberetninger. For mange arter er der desuden vist en figur, der viser den tidsmæssige fordeling af jagtudbyttet. For pattedyrarternes vedkommende er figuren baseret på jægerens frivillige indberetning af detaljerede oplysninger om det nedlagte vildt siden sæsonen 2012/13, evt. opdelt i to perioder. For fuglenes vedkommende findes der data for de arter, der indgår i Vingeundersøgelserne og figurerne viser fordelingen af jagtudbyttet på halvmåneder for de seneste sæsoner. For enkelte arter er der lavet en tilpasning i figurerens dataperioder ud fra relevante faglige hensyn.

Forvaltningsmæssige problemstillinger: Her gennemgås de primære forvaltningsmæssige problemstillinger, herunder internationale og nationale listninger, f.eks. IUCN's Globale og Europæiske rødliste og Den Danske Rødliste og AEWAs samt aktuelle reguleringsmuligheder, hvor sådanne findes.

Vurdering af gældende jagttid: For arter med jagttid anføres her DCE's faglige vurdering af jagtens indflydelse på bestandsniveau, hvis der er faglig basis for en sådan vurdering (se også målsætnings- og kriterienotatet; Madsen 2025). For de fleste arter mangler der konkret viden om reelle sammenhænge

mellem bestand, jagtudbytte og jagttid, så derfor må vurderingen af jagtens indflydelse – og dermed jagtens økologiske bæredygtighed – oftest baseres på en mere overordnet betragtning af de aktuelle tendenser i bestand og udbytte i forhold til den gældende jagttid. Hertil kommer, at det kan være svært med sikkerhed at udtale sig om betydningen af jagttidens længde for udbyttets størrelse, da jagttidens længde ikke nødvendigvis forholder sig proportionalt til udbyttets størrelse (Sunde & Asferg 2014).

Jagtens indflydelse på opnåelse af naturlig bærekapacitet: For de arter, hvor det er relevant, vurderes det, hvorvidt jagten har indflydelse på bestandens evne til at opnå den naturlige bærekapacitet.

Vurdering af eventuel jagttid: For arter uden jagttid anføres DCE's vurdering baseret på den aktuelle viden om, hvorvidt bestanden eventuelt vil kunne bære en afskydning.

3.1 Aktuelt jagtbare arter



3.1.1 Hare

Status for bestand og forvaltning		
Bestand i Danmark	Ukendt	
Gældende jagttid	Fra 2020/21:	1. nov –31. jan (se dog regionale jagttider)
Tidligere generelle jagttid	2018/19-2019/20:	1. okt – 31. dec
Regulering	Ja, uden forudgående tilladelse (jf. Vildtskadebekendtgørelsen, BEK nr. 1408 af 03/10/2022)	
Udbytte i Danmark	2022/23: 29.731 (13.347 jægere) 2023/24: 28.857 (12.775 jægere) (foreløbigt tal)	
Tendens i udbyttet	Ændring / år	Signifikans
1995-2023	-4,9 %	***
2018-2023	-7,1 %	*
Internationale og nationale listninger	DK rødliste: LC Europæisk rødliste: LC Global rødliste: LC Bern-konventionen: Liste III	
Bestandsbegrænsende faktorer	Vildtforvaltningsrådets målsætningsnotat (Madsen 2025): Begrænser jagt/regulering bestanden (direkte/indirekte): Muligvis lokalt / ? DK-Rødliste (IUCN-kategorier): 1.1 By- og industriudvikling 2.1 Landbrug, intensivning i arealanvendelsen 2.2 Landbrug, opdyrkning af græsarealer, fjernelse af markskel, levende hegn og krat 9.3 Forurening med pesticider og miljøgifte fra landbrug og industri	
Forvaltningsplaner	Naturstyrelsen (2013)	

Forekomst og bestandsudvikling

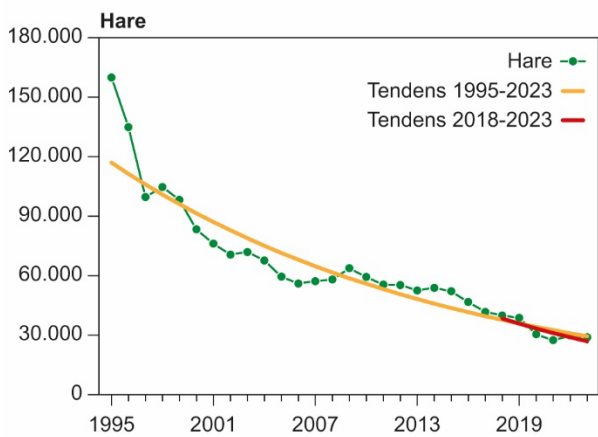
Haren er udbredt over hele Danmark, inklusive mindre øer. Harebestanden er fragmenteret af sunde og bæltter, og der er ingen naturlig spredning mellem forekomsterne i Jylland, på Fyn og Sjælland og andre øer. Haren forekommer også i bebyggede områder, hvor tætheden af harebestande i større byer har vist sig at være sammenlignelige med bestande i omkringliggende landbrugsområder (Mayer & Sunde 2020a).

Fra 1960 frem til omkring 2005 faldt bestandsstørrelsen bedømt ud fra vildtudbyttestatistikken. Vildtudbyttet er fortsat faldende (Fig. 3.1.1.1), men det afspejler formentlig en faldende jagtintensitet, efter at der i de senere år er kommet stort fokus på harers levevilkår og forvaltning. Årsagerne til harens tilbagegang skyldes formentlig faktorer som øget intensivning og monokulturer i landbruget, øget majsproduktion og dårligere overlevelse for harekillingerne (Gevers m.fl. 2011, Mayer m.fl. 2018, Schai-Braun m.fl. 2019, Karp & Gehr 2020, Mayer & Sunde 2020b). Harebestanden vurderes at være fluktuerende, men relativt stabil i de seneste år.

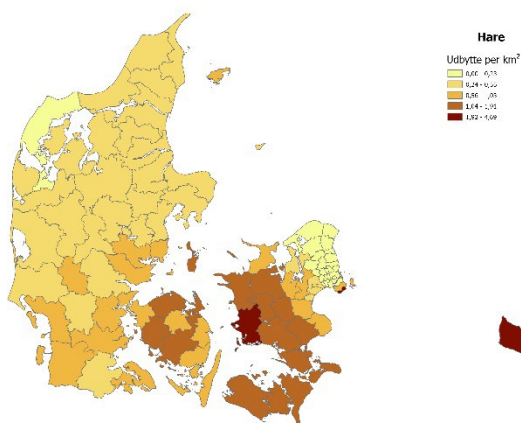
Dansk Ornitologisk Forenings punkttællinger på fuglelokaliteter indikerer, at harebestanden er stabil (Vikstrøm m.fl. 2023), ligesom optællinger af Danmarks Jægerforbund også synes at indikere, at harebestanden er stabil (Sørensen & Midtgaard 2021).

Jagten i Danmark

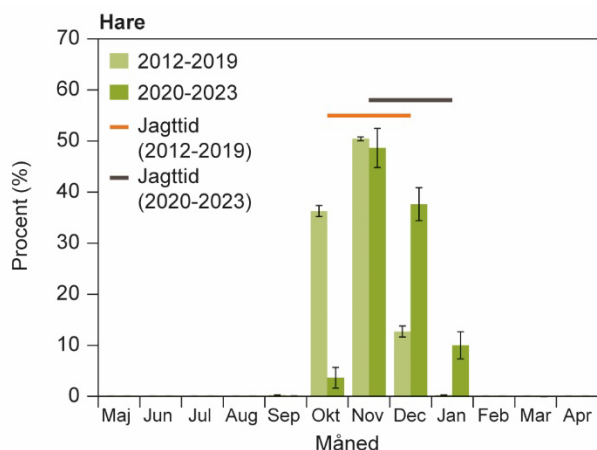
Over de seneste 29 jagtsæsoner er udbyttet af hare faldet signifikant med gennemsnitligt 4,9 % per år fra over 150.000 i 1995 til knap 30.000 i 2023. Faldet over de seneste 6 jagsæsoner er 7,1 % per år (Fig. 3.1.1.1). Udbyttetallene og optællinger i felten tyder på, at tætheden af hare er højest på Bornholm, Sjælland og Lolland-Falster (Fig. 3.1.1.2) (Mayer & Sunde 2020b, fauna.au.dk). Det vides ikke, hvor mange harer der nedlægges ved regulering, men antallet er formentlig meget lavt sammenlignet med udtaget af bestanden ved jagt. Nedlæggelsesmåned er indrapporteret for 180.763 harer siden jagtsæsonen 2012/13 (Fig. 3.1.1.3). 98,7 % af de indrapporterede harer er nedlagt i jagttiden.



Figur 3.1.1.1. Udbytte af hare i jagtsæsonerne 1995/96 – 2023/24 (jagt og regulering) og tendenser i udbyttet for perioderne 1995-2023 og 2018-2023.



Figur 3.1.1.2. Geografisk fordeling af det indberettede udbytte af hare som gennemsnitligt udbytte på kommuneplan i sæsonerne 2019/20 – 2023/24.



Figur 3.1.1.3. Tidsmæssig fordeling af nedlagte harer (jagt og regulering) vist som gennemsnit ($\pm 95\%$ CI) for jagtsæsonerne 2012/13 – 2019/20 ($n = 147.298$ og 2020/21 – 2023/24 ($n = 33.463$). Den grå og orange bjælke indikerer måneder med jagttid for de viste jagtsæsoner.

Forvaltningsmæssige problemstillinger

Som nævnt ovenfor er landbrugsintensivering sandsynligvis den førende årsag til lave harebestande, da det fører til en reduktion af høj-kvalitets føde og dække året rundt (Smith m.fl. 2005, Mayer m.fl. 2019). Haren er vurderet som Livskraftig (LC) i den danske rødliste (Moeslund m.fl. 2023). Faldet i vildtudbyttet synes at være aftagende, og ud fra optællinger formodes bestanden at være stabil med årlige fluktuationer, hvorfor arten placeres i Livskraftig kategorien i den danske rødliste (Elmeros m.fl. 2019). På europæisk og globalt plan er hare også rødlistevurderet som Livskraftig (LC) (IUCN 2007, 2025). Efter at haren blev rødlistet som Sårbar (VU) ved forrige rødlistevurdering af pattedyrene (Elmeros m.fl. 2010), udarbejdede Naturstyrelsen en vejledende forvaltningsplan baseret på faglig rådgivning fra Aarhus Universitet (Sunde & Asferg 2011, Naturstyrelsen 2013). Forvaltningsplanen retter sig primært mod lodsejere, som ønsker at beskytte eller genoprette harebestande gennem habitatforbedrende tiltag og bæredygtig jagt gennem oprettelse af markvildt-slav (Naturstyrelsen 2013).

Jagten indflydelse på opnåelse af naturlig bærekapacitet

Haren har et højt reproduktionspotentiale og responderer hurtigt på habitatforbedringer og reduceret dødelighed (Sunde & Asferg 2011). Haren var jagtfredet i Himmerland i 2010-2012. Harebestanden viste fremgang i fredningsområdet og i ét referenceområde, men stigningen var størst i fredningsområdet (Sunde 2014). Resultatet af særfredningen kan tolkes derhen, at de dengang gældende jagttider ikke forhindrede en periodisk bestandsfremgang, men også at jagt dæmper bestandsfremgangen (Sunde 2014).

Agent-baseret modellering har sandsynliggjort, at en harebestand ved tætheder under ca. 5 harer per km² ikke tåler afskydning. Forvaltningsplanen anbefaler derfor, at der ikke drives jagt på bestande med lavere efterårstætheder end 4 harer per km² og højst 10 % jagtlig udtag af bestande med tætheder på 4-9 harer per km² (Naturstyrelsen 2013, Schai-Braun m.fl. 2019). Markvildtlavens optællinger viser, at bestandstætheden generelt er lavere end 4 harer per km² i Jylland (Mayer & Sunde 2020b), hvorfor jagten på hare sandsynligvis ikke er bæredygtig i dele af Jylland, men generelt bæredygtig på Øerne.

Vurdering af gældende jagttid

Jagttiden på hare blev justeret i 2020 for at reducere sandsynligheden for at drive jagt på hunner med afhængige unger, jf. Asferg (2019). Danmarks Jægerforbund understøtter en bæredygtig forvaltning af hare via såkaldte markvildt-slav, hvor lodsejere samarbejder om habitatforvaltning og afskydning af harer inden for lavens arealer (www.jaegerforbundet.dk). På baggrund af dette vurderes den eksisterende jagttid ikke at være problematisk ift. harejagten bæredygtighed, hvis jagttrykket tilpasses tætheden af lokale

bestande, jf. forvaltningsplanen (Naturstyrelsen 2013). Ca. 98 % af de indberettede harer blev skudt i jagtperioden, men det vides ikke, hvor mange af de indberettede harer, der blev reguleret. Ændringen i jagtperioden kan delvist forklare den yderligere

reduktion i antallet af indberettede harer over de sidste år, med et markant fald fra 2019 til 2020, muligvis fordi jægerne er mere opmærksomme på harenes status og derfor mindsker deres jagtindsats på denne art.



Foto: Kevin Kuhlmann Clausen.

3.1.2 Vildkanin

Status for bestand og forvaltning		
Bestand i Danmark	Ukendt	
Gældende jagttid	Fra 2020/21:	1. nov – 31. jan
Tidligere generelle jagttid	1990/91-2019/20:	1. sep – 31. jan
Regulering	Ja, uden forudgående tilladelse (jf. Vildtskadebekendtgørelsen, BEK nr. 1408 af 03/10/2022)	
Udbytte i Danmark	2022/23: 6.849 (510 jægere) 2023/24: 8.386 (446 jægere) (foreløbigt tal)	
Tendens i udbyttet	Ændring / år	Signifikans
1995-2023	1,3 %	NS
2018-2023	13,3 %	***
Internationale og nationale listninger	DK rødliste: NA Europæisk rødliste: NT Global rødliste: EN	
Bestandsbegrænsende faktorer	Vildtforvaltningsrådets målsætningsnotat (Madsen 2025): Begrænser jagt/regulering bestanden (direkte/indirekte): Muligvis lokalt / ? DK-Rødliste (IUCN-kategorier): 3.4 Krat og småbiotoper 4.4 Græsarealer, enge og overdrev 14.1 Menneskeskabte habitater, landbrugsarealer i omdrift 14.2 Menneskeskabte habitater, græsmarker 14.4 Menneskeskabte habitater, parker, haver og lign. omkring bygninger i åbent land	
Forvaltningsplaner	Ingen	

Forekomst og bestandsudvikling

Vildkaninen indvandrede fra Tyskland i starten af det 20. århundrede, men er også siden middelalderen blevet indført og udsat på flere danske øer med henblik på kødproduktion og jagtinteresser (Jensen 2007). Vildkanin har spredte forekomster i Danmark med en hovedudbredelse i det sydøstlige Jylland, men også forekomster i vestlige dele af Sjælland, på Bornholm og mindre øer som Fanø, Endelave, Læsø og Samsø. Enkelte steder findes også små bestande fra udsatte tamkaniner.

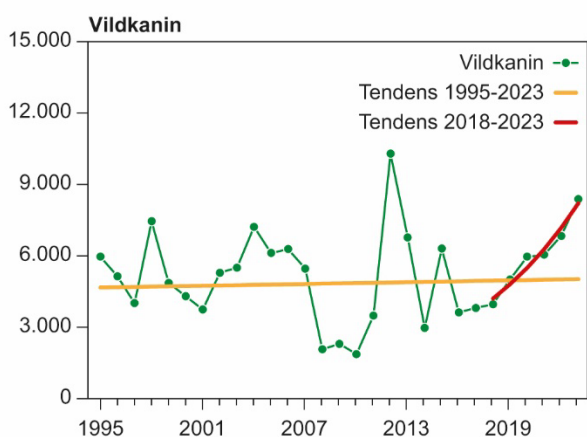
Vildkaninens udbredelse synes at være stabil. Den nordlige grænse for dens naturlige udbredelse synes umiddelbart at gå igennem Danmark, men virussygdomme (Myxomatose og RVHD (Rabbit Viral Haemorrhagic Disease)) har også med mellemrum siden 1960'erne markant reduceret og forårsaget udsving i bestanden. Når virusudbrud rammer bestandene, sætter det ofte tydelige spor i jagtudbyttet (Larsen 2012).

Jagten i Danmark

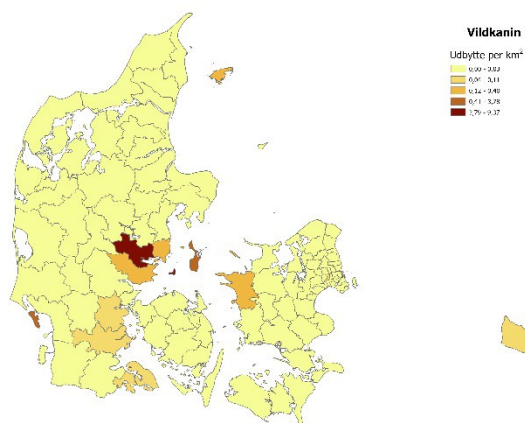
Udbyttet af vildkanin har fluktueret en del over de seneste 29 jagtsæsoner, men har generelt ligget stabilt på gennemsnitlig 5.200 vildkaniner per år (Fig. 3.1.2.1). Over de seneste 6 år er udbyttet dog steget i gennemsnit med 13,2 % per år. Jagtudbyttet indikerer, at de højeste bestandstætheder findes i Sydøstjylland (Horsens, Odder og Hedensted), Kalundborg, Samsø, Fanø og Læsø (Fig. 3.1.2.2). Udbyttet fra Odder og Hedensted skyldes formentlig fejlregistreringer fra Endelave, som hører til Horsens kommune. Det stigende jagtudbytte de seneste år er dog ikke afspejlet i observationer registreret hos DOF, hvor antallet af observationer mellem 2018 og 2023 har ligget nogenlunde stabilt. Dog registreres bare ca. 100 observationer af vildkaniner hvert år (dofbasen.dk).

Der blev indberettet information om nedlæggelsesmåned for i alt 12.001 vildkaniner siden jagtsæsonen 2012/13 (Fig. 3.1.2.3), svarende til 17,1 % af det samlede vildkaninudbytte i samme periode. Ca. 85 % blev nedlagt indenfor de gældende jagttider, mens ca. 76 % blev nedlagt inden for jagttiden siden jagttidsændringen i

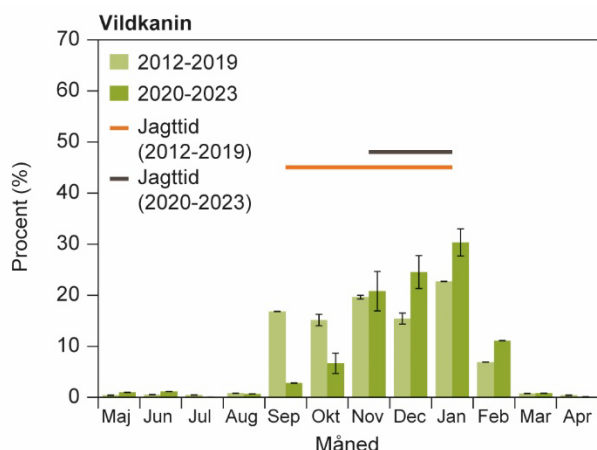
2020 (Fig. 3). Det vides ikke, hvor stor en del af udbyttet, der stammer fra regulering.



Figur 3.1.2.1. Udbytte af vildkanin i jagtsæsonerne 1995/96 – 2023/24 (jagt og regulering) og tendenser i udbyttet for perioderne 1995-2023 og 2018-2023.



Figur 3.1.2.2. Geografisk fordeling af det indberettede udbytte af vildkanin som gennemsnitligt udbytte på kommuneplan i sæsonerne 2019/20 – 2023/24.



Figur 3.1.2.3. Tidsmæssig fordeling af nedlagte vildkaniner (jagt og regulering) vist som gennemsnit ($\pm 95\%$ CI) for jagtsæsonerne 2012/13 – 2019/20 ($n = 8.813$, blå søjler) og 2020/21 – 2023/24 ($n = 3.188$, orange søjler). Den grå og orange bjælke indikerer måneder med jagttid for de viste jagtsæsoner.

Forvaltningsmæssige problemstillinger

Vildkaninen kan volde direkte skade på afgrøder, som den fouragerer på, men kan også være til gene når den graver gange og anlægger bo i diger, som skal forhindre oversvømmelser af landbrugsområder og bebyggede områder. I områder, hvor vildkaninen volder skade, må den reguleres hele året, og DCE bekendt er der ikke anmeldt så alvorlige problemer, at de ikke har kunnet løses ved regulering.

Vildkanin bestande er meget modtagelige for sygdomsudbrud, især myxomatose og RVHD, som kan føre til betydeligt reducerede bestande. For eksempel skete der et større udbrud af myxomatose på Endelave i 2008, hvor lokale jægere berettede, at kaninerne næsten forsvandt, og al jagt ophørte (Larsen 2012). Bestanden kom sig dog så meget, at der i 2011 igen blev drevet jagt på kaninerne.

Vurdering af gældende jagttid

Jagttiden på vildkanin blev justeret i 2020 og går nu fra november til januar mod tidligere september til januar. Jagttiden blev indskrænket for at mindske overlappet med ynglesæsonen, idet der forventes afhængige unger til og med oktober (Asferg 2019).

Ca. 76 % af de indberettede vildkaniner med information om nedlæggelsesmåned blev skudt i jagtperioden, men det vides ikke, hvor stor en del af de indberettede kaniner, som er regulerede. Den store udbyttestigning i indrapporterede vildkaniner over de seneste år kan muligvis skyldes, at bestande genetableres efter tidligere sygdomsudbrud. Derudover har vildkaniner sandsynligvis nydt godt af mildere vintre i de senere år.

På grund af manglende data på populationsstørrelser og demografi er det svært at vurdere jagtens indflydelse og tæthedsafhængig regulering i bestanden. I lighed med hare har vildkaninen et højt reproduktionspotentiale, som muliggør et hurtigt respons på dødelighed forårsaget af jagt og sygdomsudbrud, når bestanden er blevet decimeret. Det kan maksimere jagtmulighederne i vækstfasen. Hvis jagt ikke kan kontrollere bestandsstørrelsen, kan bestanden af vildkanin hurtigt opnå høje tætheder. Hvis bestanden nærmer sig bærekapacitet, kan det være svært at reducere bestandsstørrelsen ved jagt på grund af kompensatorisk dødelighed. Men høje tætheder øger risikoen for nye sygdomsudbrud, som kan føre til bestandssammenbrud, og det giver de cykliske bestandsforhold og reflekteres i jagtudbyttet. Det faktum, at der er så kraftige bestandsudsving (indirekte indikeret af jagtudbyttet) betyder, at den eksisterende jagttid ikke vurderes at være problematisk ift. jagtens bæredygtighed.

3.1.3 Ræv

Status for bestand og forvaltning		
Bestand i Danmark	Ukendt	
Gældende jagttid	Siden 1994/95:	1. sep – 31. jan (ingen jagttid på Bornholm) iht. Bek. 470/2024
Tidligere jagttid	Frem til 1994:	16. jun - 15. feb
Regulering	Ja, med og uden forudgående tilladelse (jf. Vildtskadebekendtgørelsen, BEK nr. 1408 af 03/10/2022)	
Udbytte i Danmark	2022/23: 25.123 (9.567 jægere) 2023/24: 23.761 (9.133 jægere) (foreløbigt tal)	
Tendenser i jagtudbyttet	Ændring / år	Signifikans
1995-2023	-1,7 %	***
2018-2023	-6,2 %	NS
Internationale og nationale listninger og statusvurderinger	DK rødliste: NT Europæisk rødliste: LC Global rødliste: LC	
Bestandsbegrænsende faktorer	Vildtforvaltningsrådets målsætningsnotat (Madsen 2025): Begrænser jagt/regulering bestanden (direkte/indirekte): Ja, lokalt/? DK-Rødliste (IUCN-kategorier): 2.2 Landbrug, fjernelse af levende hegn og krat 4.1 Veje og jernbaner, trafikdrab 5.1 Jagt og Bekæmpelse af arten 6.1 Rekreative aktiviteter, fysiske forstyrrelser og støj	
Forvaltningsplaner	Ingen	

Forekomst og bestandsudvikling

Ræv er udbredt i hele landet bortset fra mindre øer så som Læsø og Anholt (f.eks. Asferg m.fl. 2007). Siden jagtsæsonen 1995/96 har udbyttet af ræv på landsplan været fluktuerende, men med en generelt faldende tendens (Fig. 3.1.3.1). Udvikling i vildtudbyttet for ræv antages at afspejle den generelle udvikling i bestandene. DOF's punkttællinger i perioden 1986-2023 viser også en tilbagegang i indekset for ræveobservationer (Vikstrøm m.fl. 2023).

Regionale bestande af ræv blev reduceret af udbrud af ræveskab i Jylland og på Bornholm i midten af 1980'erne og på Sjælland i starten af 2000'erne. En epidemi af hvalpesyge reducerede igen den jyske rævebestand i 2012. I årene lige efter epidemierne gik den jyske bestand frem igen, men den har ikke genvundet niveauet fra før sygdomsudbruddene. I de seneste jagtsæsoner har udbyttet været nede på niveau med udbyttet under udbruddet af hvalpesyge i 2012. Den årlige tilbagegang i antallet af nedlagte ræve i Jylland siden 1995 har i gennemsnit været 1,3 % per år ($P < 0,001$).

På Sjælland faldt udbyttet ikke så markant som i Jylland i forbindelse med udbruddet af ræveskab, men udbyttet af ræv har været jævnt faldende på Sjælland siden 1995 (3,2 % per år, $P < 0,001$). På Fyn, hvor der ikke er konstateret sygdomsudbrud i rævebestanden, har udbyttet også været jævnt faldende siden 1995 (1,5 % per år, $P < 0,001$). På Bornholm formodede man, at ræven var uddød på grund af ræveskab, men fund i de senere år viser, at der lever vilde ræve på Bornholm (f.eks. <https://www.jaegerforbundet.dk>).

Udbyttet af ræv i Slesvig-Holsten har været svagt stigende siden 2002 ($P < 0,05$) (MELU-SH 2023).

Jagten i Danmark

Udbyttet af ræv toppede sidst i 1960'erne med over 55.000 nedlagte ræve årligt. I de seneste jagtsæsoner er der indberettet omkring 24.000 nedlagte ræve. Siden 1995/96 er udbyttet af ræve fra jagt og regulering faldet med 1,7 % årligt ($P < 0,001$). Jagtudbyttet er faldet med mere end 6 % per år i de seneste seks jagtsæsoner, men faldet er dog ikke signifikant ($P > 0,05$) (Fig. 3.1.3.1). De største udbytter er indberettet fra Vestsjælland, Østjylland og Himmerland (Fig. 3.1.3.2). Der er indberettet nedlagte ræve i alle landets kommuner. I de foreløbige

tal for jagt-sæsonen 2023/24 er der ikke indberettet kommune for over 3 % af de indberettede ræve, men andelen af indberettede ræve uden angivelse af kommune har siden 2012/13 typisk ligget under 0,5 %.

Siden jagtsæsonen 2012/13 er der indberettet nedlæggelsesmåned for sammenlagt 118.428 ræve (Fig. 3.1.3.3). Andelen af ræve, der blev nedlagt ved regulering i månederne, hvor der ikke var jagttid, har været stigende fra omkring 16 % til 24 % af det årlige ræveudbytte fra jagtsæsonen 2012/13 til jagtsæsonen 2023/24 ($P < 0,001$). Under 1 % af rævene blev nedlagt i de tre forårsmåneder, hvor det siden 2014 kun har været tilladt at regulere ræve efter forudgående tilladelse. Andelen af ræve nedlagt i de tre forårsmåneder er halveret i løbet af perioden jagtsæson 2012/13 - 2023/24 ($P < 0,001$).

Forvaltningsmæssige problemstillinger

Rævens levevis forårsager ofte problemer for mennesker. Ud over jagt på ræv, er der forskellige muligheder for at regulere ræv hele året med fælder og skydevåben (BEK. nr. 1408 af 03/10/2022). Ræv må reguleres uden forudgående tilladelse i perioden 1. jun. - 29. feb. med skydevåben og fælder i og omkring forsvarligt indhegnede frilandsgrise og fjerkræ, samt i og omkring bebyggelse og pelsdyrfarme. Frilandsgrise og fjerkræ skal være forsvarligt indhegnede, dvs. indhegnet så ræven holdes ude. I januar og februar må ræv reguleres med fælde på ejendomme, hvor der er gennemført biotopplaner. Ræv må endelig reguleres i februar måned, og rævehvalpe må reguleres i juli og august "i egne, hvor den volder skade på den øvrige fauna". Hvordan "skader på anden fauna" defineres og dokumenteres, fremgår ikke af bekendtgørelsen eller tilhørende vejledninger. Efter forudgående tilladelse må ræv endelig reguleres i forårsmånederne i indhegninger med erhvervsmæssigt fårehold i fårenes læmningsperiode, samt i og omkring forsvarlige indhegninger med frilandsgrise og fjerkræ, bebyggelse og pelsdyrfarme.

Der findes stadig enkelte ræve med ræveskab (<https://patologivagten.dk/vildtsundhed>). Skabmidten kan give anledning til hudsygdom og kan spredes til vilde rovdyr og hunde, og i sjældne tilfælde til mennesker. Ræv kan også bære dværgbændelorm og andre zoonoser, ligesom andre hjemmehørende vildtarter og ikke-hjemmehørende arter som mårhund og huskat (f.eks. Saeed m.fl. 2006, Petersen m.fl. 2018, Romig & Wassermann 2024).

En stigende andel af rævebestandene dræbes formentlig i trafikken som følge af stigende trafikmængder på vejnettet (www.vd.dk). Rævebestandene fragmenteres desuden i stigende grad af en øget hegning langs statsveje uden der samtidig anlægges faunapassager som anbefalet (Vejdirektoratet 2020).

Ræven er rødlistet som "Næsten Truet" (NT) i Danmark på baggrund af faldende udbyttet (Elmeros m.fl. 2019, Moeslund m.fl. 2023). På den europæiske rødliste og

globalt er ræv vurderet som Ikke-truet (LC) (IUCN 2007, 2025).

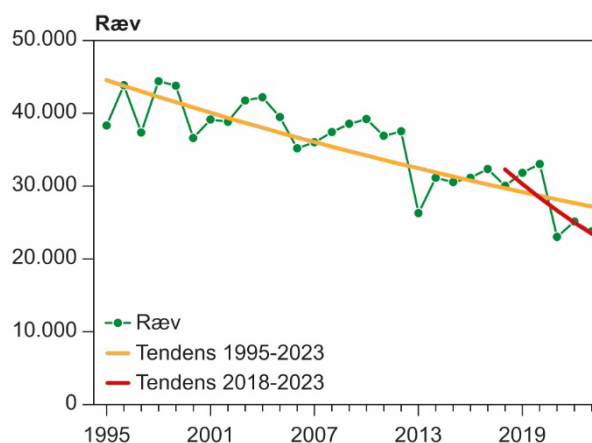
Jagtens indflydelse på opnåelse af naturlig bærekapacitet

Ræv synes at være i tilbagegang i Danmark. Jagt og regulering kan have en begrænsende effekt på lokale bestandes størrelse i forhold til landskabets bærekapacitet, hvis efterstræbelsen er intensiv og vedvarende (Heydon & Reynolds 2000a, 2000b). Ræv har dog et relativt højt reproduktionspotentiale, og bestandene responderer forholdsvis hurtigt efter sygdomsudbrud eller perioder med intensiv jagt eller regulering lokalt (Heydon & Reynolds 2000a, 2000b, Pagh m.fl. 2018). I årene lige efter sygdomsepidemier går bestandene i DK frem igen, men den genvinder ikke sin tidligere størrelse og falder generelt over tid (www.fauna.au.dk).

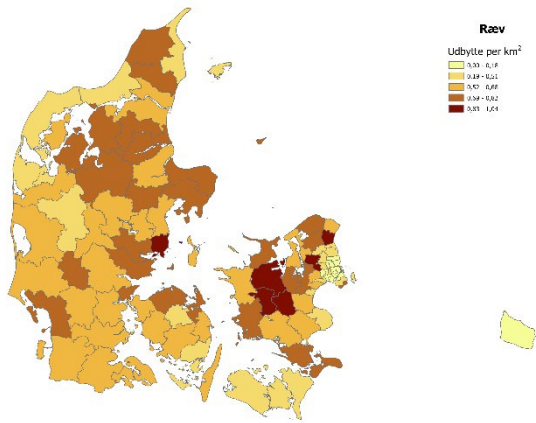
Målet med regulering er at reducere bestandene for at fremme andre arters ynglesucces og bestandsstørrelser. Bortset fra de ræve, der er nedlagt uden for jagttid, er det uvist, hvor stor en andel af de indberettede ræve, der er nedlagt ved regulering. Ligeledes er årsagerne til regulering, afværgetiltag for at undgå bortregulering af ræve, samt køns- og aldersfordelingen blandt de regulerede individer sammenlignet med den naturlige bestandsstruktur, ukendte.

Vurdering af gældende jagttid

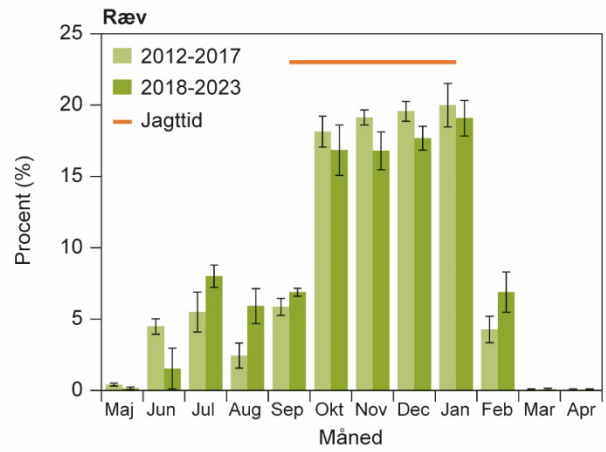
På landsplan vurderes rævebestandene at kunne bære det aktuelle jagt- og reguleringstryk, men årsagerne til rævens tilbagegang og betydningen af efterstræbelsen i sammenhæng med andre trusler (f.eks. trafikdrab, hegning og ændringer i landskabet bæreevne pga. intensivring af arealudnyttelsen) er ukendte.



Figur 3.1.3.1. Indberettet vildtudbytte (jagt og regulering) af ræv i jagtsæsonerne 1995/96 - 2023/24 med angivelse af tendenser i udbyttet i perioderne 1995/96 - 2023/24 og 2018/19 - 2023/24.



Figur 3.1.3.2. Geografisk fordeling af indberettet vildtudbytte af ræv vist som gennemsnitligt udbytte per km² på kommuneplan i jagtsæsonerne 2019/20 – 2023/24.



Figur 3.1.3.3. Månedlig fordeling af nedlagte ræve (jagt og regulering) vist som gennemsnit ($\pm 95\%$ CI) for jagtsæsonerne 2012/13 – 2017/18 (N=77.324) og 2018/19 – 2023/24 (N=53.072) (svarende til den korte trend-periode i Fig. 3.1.3.1).



Foto: Rasmus Due Nielsen.

3.1.4 Rådyr

Bestands- og jagtforhold	Status		
Bestand i Danmark	Forårsbestand: 200.000-300.000 (?); faldende		
Gældende jagttid (bemærk lokale jagttider)	Buk, forår	Fra 1967:	16. maj – 15. jul
	Buk, efterår	Fra 2011:	1. okt – 31. jan
	Rå	Fra 2011:	1. okt – 31. jan
	Lam	Fra 2011:	1. okt – 31. jan
Tidligere jagttid	Buk, forår	1941-1966:	15. maj – 14. jul
	Buk, efterår	1997-2010:	1. okt – 15. jan
	Rå	1997-2010:	1. okt – 15. jan
	Lam	1997-2010:	1. okt – 15. jan
Regulering	Må reguleres uden forudgående tilladelse hele året i forsvarligt indhegnede, erhvervsmæssigt drevne gartnerier, frugtplantager og planteskoler (jf. Vildtskadebekendtgørelsen, BEK nr. 1408 af 03/10/2022).		
Udbytte i Danmark	2022/23: 72.758 (34.926 jægere) 2023/24: 68.380 (33.281 jægere) (foreløbigt tal)		
Tendens i jagtudbyttet	Ændring / år	Signifikans	
	1995-2023	-0,7 %	NS
	2018-2023	-6,5 %	**
Internationale og nationale listninger	DK rødliste: LC Europæisk rødliste: LC Global rødliste: LC		
Bestandsbegrænsende faktorer	Vildtforvaltningsrådets målsætningsnotat (Madsen 2025): Begrænser jagt/regulering bestanden (direkte/indirekte): Sandsynligvis ikke / ?		
Forvaltningsplaner	Ingen		

Forekomst og bestandsudvikling

Rådyr forekommer almindeligt i hele landet, herunder på de fleste øer. Efter en lang årrække med markant vækst overalt i landet er der gennem de seneste årtier konstateret en tydelig nedgang i bestandene i alle landsdele. Forholdet er grundigt analyseret i Sunde m.fl. (2023), der fandt to plausible hovedforklaringer, nemlig sygdom og reduceret økologisk bæreevne, som tilsammen, men næppe hver for sig, kan bidrage til forklaring af tilbagegangen. Vildtudbyttet af rådyr har ligget stabilt i alle Danmarks nabolande i den periode, hvor det er faldet i Danmark, hvilket peger i retning af, at årsagerne hertil, hvad de så end måtte være, er specifikke for Danmark, og derfor også skal undersøges, og evt. løses, i en dansk kontekst. Indekset for rådyr i DOF's punkt-tællinger viser ligeledes faldende tendens for de seneste ti år, såvel for forårsindekset som for vinterindekset, men dog mindre markant end vildtudbyttet (Vikstrøm m.fl. 2023).

Jagten i Danmark

Der var i 1990'erne og i 2000'erne en svag stigning i jagtudbyttet, men i de seneste femten jagtsæsoner har udbyttet været markant faldende (Fig. 3.1.4.1A og 3.1.4.1B). I perioden 1955 til 2020 er der identificeret fem tidsperioder med forskellige vækstrater. I den første og længste periode (1955-80) steg vildtudbyttet med knap 2 % per år svarende til en 56 % øgning i løbet af hele perioden. Fra 1980 til 1995 observeres den højeste relative, årlige stigning i vildtudbyttet, som i denne periode voksede med godt og vel 6,3 % per år. I perioden 1995-2000 var

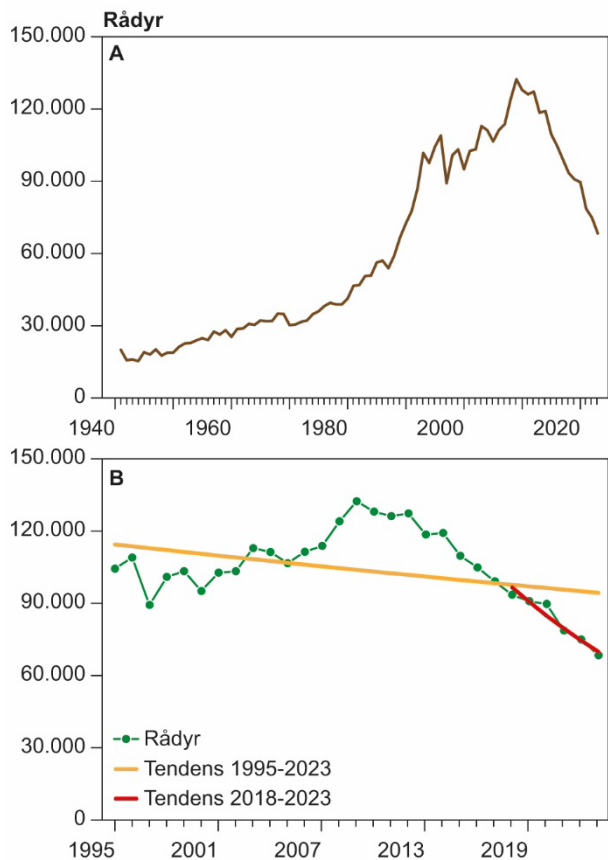
vildtudbyttet konstant. Fra 2000 til 2011 steg vildtudbyttet igen med 2,7 % per år. I rene tal blev det højeste nationale vildtudbytte nået i 2009/10 med 132.372 nedlagte rådyr. Den nuværende nedgangsfase i det nationale udbytte startede i 2011. Fra 2011 til 2020 faldt det med 4,4 % årligt, svarende til en samlet nedgang på 29 % (Sunde m.fl. 2023).

Bestandsknækkene er ikke indtruffet samtidig landet over. Fyn var det første amt, hvor bestanden faldt markant med en årlig tilbagegang i perioden 2001-2020 på 4 %. I Ringkøbing Amt var faldet i perioden 2014-2020 årligt på 8 %. I Frederiksborg Amt var den i perioden 2013-2020 på 5 % årlig. I alle tre amter forekom der inden for disse perioder drop fra den ene jagtsæson til den næste på op til 23 % (Fyn: 2004-2005) og 18 % (Ringkøbing: 2018-2019; Frederiksborg: 2012-2013). I alle tilfælde fortsatte vildtudbyttet med at falde i de efterfølgende år, hvilket indikerer, at faldene var udtryk for reelle bestandsnedgange og ikke forbigående reduktioner i jagtryk (Sunde m.fl. 2023). Det nuværende vildtudbytte per km² er højest på Bornholm, Sjælland og i Nordstjylland og lavest på Fyn og i Vestjylland (Fig. 3.1.4.2).

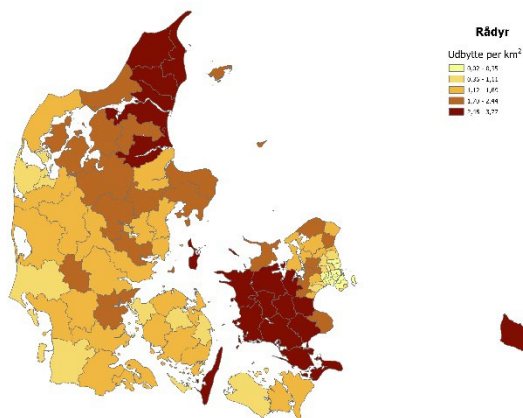
Jægerne kan i forbindelse med udbytteindberetningen give detaljer om bl.a. jagttidspunkt og dyrenes køn og alder. Tidsfordelingen perioderne 2012-2019 og 2020-2023 fremgår af Fig. 3.1.4.3. Der ses her en tendens til, at forårs- og sommerjagten på bukke har fået større vægt. Der blev i jagtsæsonerne fra 2019/20 til 2023/24

indberettet nedlæggelsesmåned for i alt 190.651 rådyr. I det samlede udbytte var der 57,8 % bukke, 22,3 % råer og 20,0 % lam (Fig. 3.1.4.4). En meget stor del (87,0 %) af udbyttet af voksne bukke blev nedlagt under forårs- og sommerjagten. Ca. halvdelen af det samlede udbytte af råbukke blev nedlagt i maj.

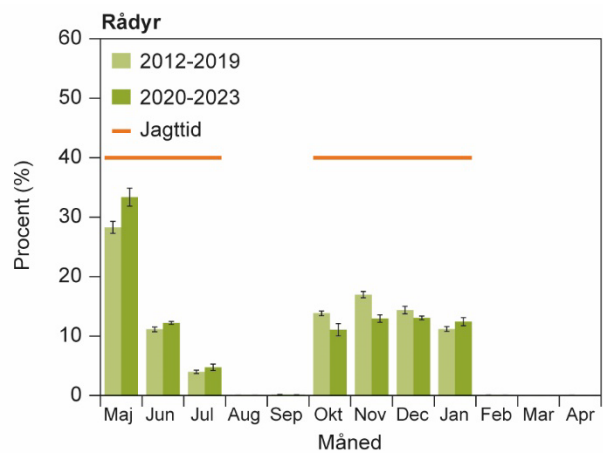
Jagttiden har været uændret siden 2011.



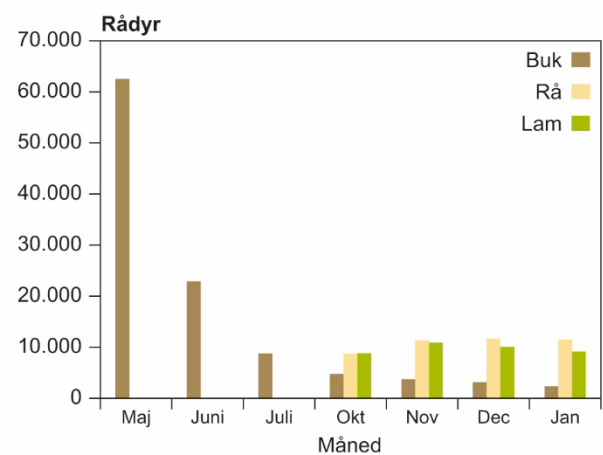
Figur 3.1.4.1A. Jagtudbyttet af rådyr i jagtsæsonerne 1941/42 - 2023/24. **B.** Jagtudbyttet siden 1995 med angivelse af tendenser for perioderne 1995-2023 og 2018-2023.



Figur 3.1.4.2. Geografisk fordeling af det indberettede udbytte af rådyr som gennemsnitligt udbytte på kommuneplan i sæsonerne 2019/20 - 2023/24.



Figur 3.1.4.3. Tidsmæssig fordeling af rådyr nedlagt i perioderne 2012-2019 og 2020-2023.



Figur 3.1.4.4. Tidsmæssig fordeling af 190.651 rådyr indberettet med detaljer i de fem jagtsæsoner fra 2019/20 til 2023/24 med fordeling på køn og alder.

Forvaltningsmæssige problemstillinger

Rådyr er en integreret del af vores kulturlandskab, og de markante bestandsændringer, der er set hen over de seneste fem-seks årtier, er ikke udløst af enkeltfaktorer, men af en række forhold, der i et skiftende samspil har haft enten direkte eller indirekte indflydelse på bestandens udbredelse og tæthed.

Det er en almindelig opfattelse, at fremgangen bestående både af større udbredelse og øget tæthed indtil 2000'erne primært skyldes en kombination af øget bæreevne afledt især af bedre vinterfødeudbud i landbruget, mildere klima og mere henholdende jagtlig udnyttelse (bl.a. Olesen m.fl. 2002). Den seneste forskning indikerer, at tilbagegangen siden 2010 først og fremmest kan tillægges vigende bæreevne og sygdomsudbrud. Det er desværre ikke muligt på basis af den faglige viden, vi har på nuværende tidspunkt at give et mere nuanceret billede af dette og af, hvilke øvrige faktorer, der spiller ind enkeltvis eller i kombination.

Til disse hører f.eks. spørgsmålet om interspecifik konkurrence med de større arter af hjortevildt, der må anses for en plausibel faktor særlig i kombination med vigende økologisk bæreevne. Konkurrence med kronstyr og dådyr, der i mange landsdele er gået frem i samme periode, som rådyrbestandene er vejet, er ofte foreslået som en forklaring på tilbagegangen i rådyrbestanden. Den danske analyse fandt en svag negativ korrelation mellem vækstraten for rådyr og tætheden af kronstyr, men konkurrence kan ikke være en mere generel forklaring, da kronstyr mangler eller er fåtallig og kun lokalt udbredt (øst for Storebælt) i mange områder med markant tilbagegang for rådyr. Sammenhængen med tætheden af dådyr var i analysen endnu svagere end med kronstyr. Imidlertid skal dette ikke tages som en afvisning af, at interspecifik konkurrence med de store arter kan have presset danske rådyrbestande lokalt, hvilket må betegnes som plausibelt ud fra udenlandske undersøgelser. Der foreligger dog ikke et forskningsbaseret datagrundlag til at påvise en sådan sammenhæng i Danmark (Kanstrup m.fl. 2025).

Tilskuds fodring enten direkte rettet mod rådyr eller via fodring af andre vildtarter kan formentlig forskyde rådyrs fødevalg, fourageringsadfærd og stofskifte væk fra et naturligt mønster og dermed forandre deres generelle ernæring og robusthed overfor sygdomme og ligeledes øge risikoen for sygdomssmitte og parasitpredning. Selv om der ikke er indikationer af, at den jagtlige afskydning har forårsaget bestandstilbagegangen siden 2010 (Sunde m.fl. 2023), står det åbent, hvorvidt forstyrrelser fra jagt herunder også jagt, der ikke nødvendigvis er målrettet mod rådyr, kan forandre adfærd, opholds- og aktivitetsmønstre og forrykke energibalancen negativt – særligt set i sammenhæng med vigende bæreevne. Det gælder ikke mindst jagt i vinterhalvåret, hvor hjortevildt naturligt har et lavt aktivitetsniveau og dermed er mere forstyrrelsesfølsomt, ligesom det formentlig også gælder for dæmrings- og skumringsjagt, der lokalt drives på kronvildt. Forstyrrelser fra andre friluftaktiviteter, herunder ligeledes især aktiviteter om vinteren og om natten, bør indregnes i dette kompleks. Afskydning af diegivende råer menes at forringe lammenes overlevelseschancer, hvilket ligeledes bør ses i sammenhæng med et muligt fald i bæreevne. Rådyr er påvirket af strukturen i kulturlandskabet, herunder bebyggelse, industriudvikling, vej anlæg og land- og skovbrugsdrift, og disse forhold bør indgå i den samlede vurdering af levevilkårene og bæreevne for arten. Udvikling af store trafik anlæg og den tilhørende fragmentering samt ligeledes den stadigt mere omfattende vejtransport med risiko for påkørsel er også faktorer, der bør indgå i en analyse af årsagen til ændringer i rådyrbestanden.

Spørgsmålet om, hvorfor bestanden af rådyr i Danmark er gået så markant tilbage, er således komplekst og i hovedtræk ubesvaret. Tilsvarende kan der ikke gives et bud på, hvilke virkemidler, der skal iværksættes, hvis der i forvaltningen fastsættes et mål om at stabilisere

eller evt. genoprette bestanden til tidligere sete niveau samt ligeledes lokalt at fremme sundhedstilstanden blandt dyrene. En afgørende forudsætning for dette er at tilvejebringe mere forskningsbaseret viden om rådyr, herunder demografi, fysiologi, adfærd og ikke mindst de mekanismer, der styrer samspillet med andre arter og det tilhørende, stærkt kulturprægede økosystem.

En stor del af vores viden om rådyrbestandene stammer fra den jagtlige afskydning og de tilhørende data, der genereres igennem vildtudbyttestatistikken. Her er detaljeringsgraden dog utilstrækkelig, hvilket gælder både i forhold til analyse af demografi og geografisk udbredelse. I forhold til sidstnævnte vil f.eks. systematisk indberetning af nedlagte dyr med geolokation og præcis datering kunne bidrage betydeligt til forståelsen f.eks. af samspillet med andre jagtbare arter. Ydermere er det usikkert, hvor præcist vildtudbyttestatistikken afspejler trends i bestanden, herunder om jagtindsatsen er forskudt over tid, f.eks. udløst af øgede bestande og den stigende interesse for jagt på større hjortevildtarter og deraf mindre præference for jagt på rådyr, og om dette bidrager til faldet i antallet af nedlagte rådyr.

Trods intensiv forskning er det ikke lykkedes at afkode årsagen til og mekanismerne bag den såkaldte "rådyrsyge", som menes at være en hovedforklaring på bestandstilbagegangen i mange landsdele. Indsatsen har her været rettet mod undersøgelse af syge og døde dyr og i mindre grad mod afklaring af mønstre for smitte og parasitpredning i dyrenes leveområder, herunder ikke kun betydningen af tæthed af rådyr, men ligeledes andre hjortevildtarter, fodring m.v.

Jagten indflydelse på opnåelse af naturlig bærekapacitet

Rådyr kan være årsag til vildtskader i skovbruget, og der kan lokalt være et ønske om at holde bestanden under naturlig bæreevne. Dette iværksættes ofte lokalt og midlertidigt ved kulturhegning eller ved afskydning. Grundlæggende er det ikke muligt at anslå den naturlige bæreevne for rådyr i Danmark. Bestandsfremgangen indtil 2000'erne kan ses som et udtryk for, at bestanden har bevæget sig mod naturlig bæreevne, og at jagten ikke har været en forhindring for denne udvikling. Det forhold, at bestandstilbagegangen formentlig delvis skyldes vigende bæreevne, tyder heller ikke på, at jagten som sådan har været den generelle bestandsbegrænsende faktor i perioden med tilbagegang. Men da der er et stort antal ukendte påvirkningsfaktorer i spil, er det ikke muligt med sikkerhed at fastslå jagtens rolle i forhold til at opnå naturlig bærekapacitet.

Vurdering af gældende jagttid

Den foreliggende viden giver ikke grundlag for at ændre vurderingen af jagten baseret på den gældende jagttid som værende bæredygtig.

3.1.5 Krondyr

Bestands- og jagtforhold	Status		
Bestand i Danmark	Anslået til 40.000-45.000 (forårsbestand). Stabil. Lokalt stigende		
Gældende jagttid (bemærk: lokale jagttider og særlige jagttider for tryk- og drivjagt)	Hjort større end spidshjort	Fra 2017:	16. okt – 31. dec
	Hjort	Fra 1982:	1. sep – 31. jan
	Hind	Fra 1987:	1. okt – 31. jan
	Kalv	Fra 2017:	1. sep – 29. feb
Tidligere jagttid	Hjort	1982-2016:	1. sep – 31. jan
	Hind	1967-1981:	1. okt – 31. dec
	Kalv	1987-2016:	1. okt – 31. jan
Regulering	Må reguleres uden forudgående tilladelse hele året i forsvarligt indhegnede, erhvervs-mæssigt drevne gartnerier, frugtplantager og planteskoler. Derudover kan der gives tilladelse til regulering af kronkalv i perioden 1. jun – 30. sep fra 1 time før solopgang til 1 time efter solnedgang på marker, hvor kronvildt udøver omfattende skader på afgrøder (jf. Vildtskadebekendtgørelsen, BEK nr. 1408 af 03/10/2022)		
Udbytte i Danmark	2022/23: 10.453 (5.899 jægere) 2023/24: 10.969 (6.008 jægere) (foreløbigt tal)		
Tendens i jagtudbyttet	Ændring / år	Signifikans	
	1995-2023 2018-2023	5,6 % 1,9 %	*** NS
Internationale og nationale listninger	DK rødliste: LC Europæisk rødliste: LC Global rødliste: LC		
Bestandsbegrænsende faktorer	Vildtforvaltningsrådets målsætningsnotat (Madsen 2025): Begrænser jagt/regulering bestanden (direkte/indirekte): Ja, lokalt / ?		
Forvaltningsplaner	Der er iværksat et initiativ til udvikling af en forvaltningsplan for kron- og dåvildt i Danmark. For så vidt angår vurdering af den jagtlige udnyttelse, herunder fastsættelse af jagttider og anvendelse af andre virkemidler henvises til dette arbejde.		



Foto: Colourbox

3.1.6 Sika

Bestands- og jagtforhold	Status		
Bestand i Danmark	Ca. 900 (forår 2007); formentlig stigende og under spredning		
Gældende jagttid	Hjort	Fra 1982:	1. sep – 31. jan
	Hind	Fra 1982:	1. okt – 31. jan
	Kalv	Fra 1987:	1. okt – 31. jan
Tidligere jagttid	Hjort	1941-1981:	1. sep – 29. feb
	Hind	1967-1981:	1. okt – 31. dec
	Kalv	1982-1986:	1. sep – 31. jan
Regulering	Må reguleres uden forudgående tilladelse hele året i forsvarligt indhegnede, erhvervs-mæssigt drevne gartnerier, frugtplantager og planteskoler.		
Udbytte i Danmark	2022/23: 620 (392 jægere) 2023/24: 604 (368 jægere) (foreløbigt tal)		
Tendens i jagtudbyttet	Ændring / år	Signifikans	
	1995-2023	1,3 %	*
	2018-2023	2,2 %	NS
Internationale og nationale listninger	DK rødliste: NA - Sika er anført på oversigten over invasive arter i Danmark Europæisk rødliste: NA Global rødliste: LC		
Bestandsbegrænsende faktorer	Vildtforvaltningsrådets målsætningsnotat (Madsen 2025): Begrænser jagt/regulering bestanden (direkte/indirekte): Ja, lokalt / ?		
Forvaltningsplaner	Ingen		



Foto: Colourbox.

3.1.7 Dådyr

Bestands- og jagtforhold	Status		
Bestand i Danmark	Anslået til 48.000-55.000 (forårsbestand). Generelt stigende.		
Gældende jagttid (bemærk: lokale jagttider)	Hjort	Fra 1982:	1. sep – 31. jan
	Då	Fra 1982:	1. okt – 31. jan
	Kalv	Fra 1987:	1. okt – 31. jan
Tidligere jagttid	Hjort	1941-1981:	1. sep – 29. feb
	Då	1967-1981:	1. okt – 31. dec
	Kalv	1982-1986:	1. sep – 31. jan
Regulering	Må reguleres uden forudgående tilladelse hele året i forsvarligt indhegnede, erhvervs-mæssigt drevne gartnerier, frugtplantager og planteskoler. Derudover kan der gives tilladelse til regulering af dåkalv i perioden 1. jun – 30. sep fra 1 time før solopgang til 1 time efter solnedgang på marker, hvor dåvildt udøver omfattende skader på afgrøder (jf. Vildtskadebekendtgørelsen, BEK nr. 1408 af 03/10/2022)		
Udbytte i Danmark	2022/23: 11.941 (6.326 jægere) 2023/24: 12.433 (6.344 jægere) (foreløbigt tal)		
Tendens i jagtudbyttet	Ændring / år	Signifikans	
	1995-2023 2018-2023	5,0 % 5,1 %	*** **
Internationale og nationale listninger	DK rødliste: NA - Dådyr er anført på oversigten over invasive arter i Danmark Europæisk rødliste: LC Global rødliste: LC		
Bestandsbegrænsende faktorer	Vildtforvaltningsrådets målsætningsnotat (Madsen 2025): Begrænser jagt/regulering bestanden (direkte/indirekte): Ja, lokalt / ?		
Forvaltningsplaner	Der er iværksat et initiativ til udvikling af en forvaltningsplan for kron- og dåvildt i Danmark. For så vidt angår vurdering af den jagtlige udnyttelse, herunder fastsættelse af jagttider og anvendelse af andre virkemidler henvises til dette arbejde.		



Foto: Colourbox

3.1.8 Tajgasædgås

Status for bestand og forvaltning		
Ynglebestand i Danmark	Yngler ikke i Danmark.	
Flywaybestand	<p>Tajgasædgæs fra to internationale flywaybestande (tidligere forvaltningsenheder (Management Units)) forekommer i Danmark:</p> <p>Den skandinaviske ynglebestand, som overvintrer i DK og Storbritannien (tidligere Western Management Unit): 1.174 (januar 2024) (Johnson m.fl. 2024). Stabil (2014-2024) (Johnson m.fl. 2024).</p> <p>Den finske og NV russiske bestand, som overvintrer i SE, DK & DE (tidligere Central Management Unit): 75,363 (66,829 – 84,837; marts 2024) (Johnson m.fl. 2024) Stigende (2014-2024); (Johnson m.fl. 2024).</p>	
Gældende jagttid (sædgås)	Fra 2014/15:	Ingen generel jagttid. Lokal jagttid: 1. sep – 30. nov i Vordingborg, Guldborgsund og Lolland kommuner.
Tidligere jagttid (sædgås)	2011/12-2013/14:	1. sep – 31. dec samt 1. jan – 31. jan på fiskeriterritoriet. Særfredet i region Nordjylland og Midtjylland.
Regulering	Nej - Ingen regulering	
Udbytte i Danmark (sædgås)	2022/23: 221 (66 jægere) 2023/24: 314 (57 jægere) (foreløbigt tal)	
Udbytte i EU	3.900 (gns. 2012-2017; 6/7 lande) Jagtudbyttet i Finland, Sverige og Danmark var i 2022/23 og 2023/24 på gns. 453 individer (Johnson m.fl. 2024).	
Tendenser i jagtudbyttet (sædgås)	Ændring / år	Signifikans
1995-2023	- 3,0 %	NS
2018-2023	-20,0 %	*
Internationale og nationale listninger	<p>DK rødliste: NT (tajgasædgås - trækbestand)</p> <p>Europæisk rødliste: LC (sædgås)</p> <p>Global rødliste: LC (sædgås)</p> <p>AEWA: Skandinavien (Den vestlige bestand) A1c Finland & NV Rusland (Den centrale bestand) A3c*</p>	
Bestandsbegrænsende faktorer (trækbestand)	<p>Vildtforvaltningsrådets målsætningsnotat (Madsen 2025):</p> <p>Begrænser jagt/regulering bestanden (direkte/indirekte):</p> <p>Tajgasædgås: Sandsynligvis ikke/muligvis</p> <p>Forstyrrelsesfølsomhed (Høj)</p> <p>Aktuelle forvaltningsplaner: Jagt</p>	
Forvaltningsplaner	<p>AEWA forvaltningsplan, Marjakangas m.fl. (2015). Under revision.</p> <p>Tajgasædgås behandles i regi af AEWA, men da jagttiden fastsættes for sædgås (tundra- og tajgasædgås sammen), er kolofonen medtaget her.</p>	

3.1.9 Tundrasædgås

Status for bestand og forvaltning		
Ynglebestand i Danmark	Yngler ikke i Danmark.	
Flywaybestand	Bestand: 600.000 Langtidstrend (1976-2023): Moderat fremgang Korttidstrend (2014-2023): Moderat tilbagegang (Wetlands International 2025a, 2025b).	
Gældende jagttid (sædgås)	Fra 2014/15:	Ingen generel jagttid. Lokal jagttid: 1. sep – 30. nov i Vordingborg, Guldborgsund og Lolland kommuner.
Tidligere jagttid (sædgås)	2011/12-2013/14:	1. sep – 31. dec samt 1. jan – 31. jan på fiskeriterritoriet. Særfredet i region Nordjylland og Midtjylland.
Regulering	Nej - Ingen regulering	
Udbytte i Danmark (sædgås)	2022/23: 221 (66 jægere) 2023/24: 314 (57 jægere) (foreløbigt tal)	
Udbytte i EU	14.500 (gns. 2012-2017; 10/12 lande)	
Tendenser i jagtudbyttet (sædgås)	Ændring / år	Signifikans
1995-2023	- 3,0 %	NS
2018-2023	-20,0 %	*
Internationale og nationale listninger	DK rødliste: LC (tundrasædgås - trækbestand) Europæisk rødliste: LC (sædgås) Global rødliste: LC (sædgås) AEWA: C1 (forslag om oplistning til B2c, B2e)	
Bestandsbegrænsende faktorer (trækbestand)	Vildtforvaltningsrådets målsætningsnotat (Madsen 2025): Begrænser jagt/regulering bestanden (direkte/indirekte): Tundrasædgås: Muligvis/muligvis Forstyrrelsesfølsomhed (Høj)	
Forvaltningsplaner	Ingen	

Forekomst og bestandsudvikling

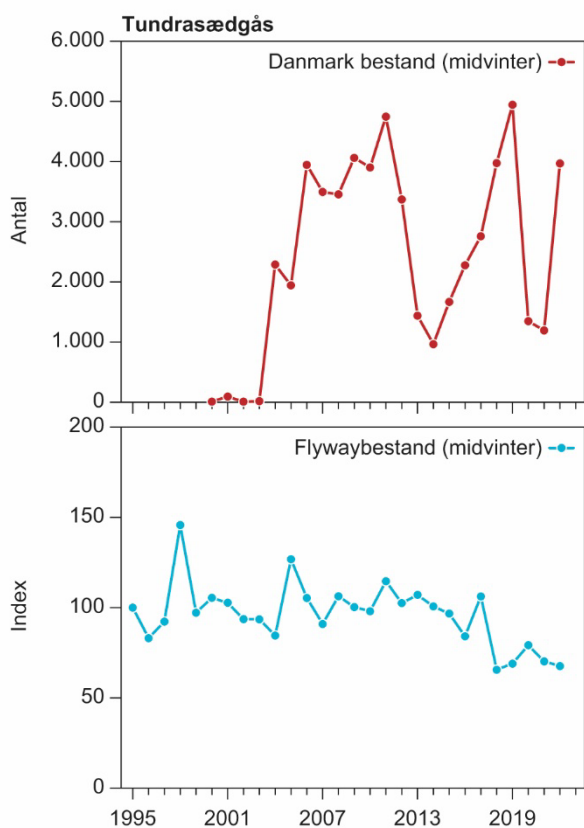
Tundrasædgås yngler hovedsageligt i lavarktiske områder i det nordlige Rusland og vestlige Sibirien, men har i de senere år også ynglet i det nordlige Skandinavien (Heinicke 2010, Nielsen m.fl. 2024). Arten overvintrer i Nordvesteuropa, primært Holland og Tyskland, samt i Sydøsteuropa. I Danmark forekommer tundrasædgås primært i den sydlige del af landet, hvor arten fouragerer på høstede marker eller i inddæmmede områder. Antallet af overvintrende tundrasædgæs i Danmark varierer meget (Fig. 3.1.9.1A), og forekomsten er i nogen grad vejrafhængig.

Førhen udgjorde tajgasædgås størstedelen af de danske sædgæs, mens tundrasædgås var en mere sjælden gæst, men siden 2005 er antallet af tundrasædgæs steget i Danmark, og større antal optræder nu som træk- og vintergæster på bl.a. Lolland-Falster og Møn. Maksimumforekomsten er omkring 5.000 fugle registreret under midvintertællingerne i januar. På flywayniveau har bestanden længe været stabil til stigende (Fox & Leafloor 2018), men ifølge de nyeste analyser har bestanden over en længere periode på tre generationer og de seneste 10 år været faldende (Wetlands International 2025a, 2025b). Bestandsudviklingen fremgår af Fig. 3.1.9.2.

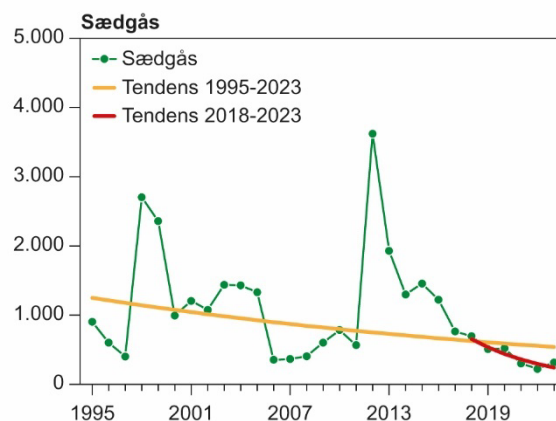
Jagten i Danmark

Sædgås har siden 2014/15 kun været jagtbar i Vordingborg, Guldborgsund og Lolland Kommuner i perioden 1. september til 30. november. Før denne jagttidsændring, som blev introduceret for at beskytte tajgasædgåsen, fluktuerede jagtudbyttet af sædgæs omkring 1000 fugle. Efterfølgende er jagtudbyttet aftaget og har siden 2018 ikke oversteget 600 fugle pr. sæson (Fig. 3.1.9.1B). Fordelingen imellem de to (under)arter er imidlertid ukendt, og både tajga- og tundrasædgæs indgår dermed i det samlede antal nedlagte fugle.

I overensstemmelse med den geografiske begrænsning af jagttiden nedlægges langt de fleste sædgæs i den sydøstlige del af landet (Fig. 3.1.9.3). Mere end 85 % af sædgæssene nedlægges nu i november måned, svarende til overlappet mellem gæssenes tilstedeværelse i Danmark og gældende jagttid. Før jagttiden blev begrænset til perioden 1. september til 30. november blev den største del af udbyttet nedlagt i december (Fig. 3.1.9.4).



Figur 3.1.9.1A. Bestandsudvikling for tundrasædgås i Danmark fra NOVANA midvintertællinger i perioden 2000/01-2022/23 (NOVANA, Nielsen m.fl. 2024), og **B.** Bestandsudvikling for tundrasædgås på flywayniveau fra midvintertællinger i perioden 1995/96-2022/23 (IWC, Wetlands International 2025a).



Figur 3.1.9.2 Jagtudbyttet af sædgås i Danmark i jagtsæsonerne 1995/96 - 2023/24 med angivelse af tendenser i jagtudbyttet for perioderne 1995/96 - 2023/24 og 2018/19 - 2023/24.

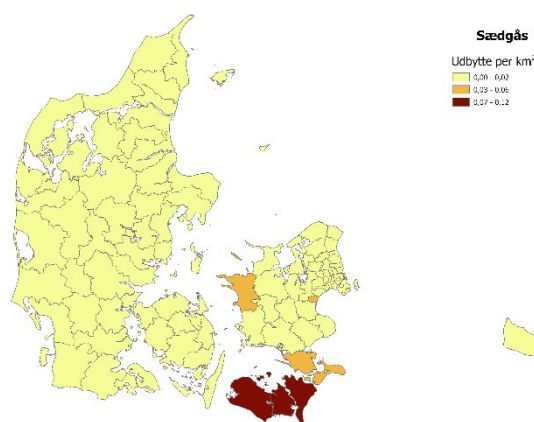


Fig. 3.1.9.3. Geografisk fordeling af jagtudbyttet af sædgås vist som gennemsnitligt udbytte på kommuneplan for sæsonerne 2019/20 - 2023/24.

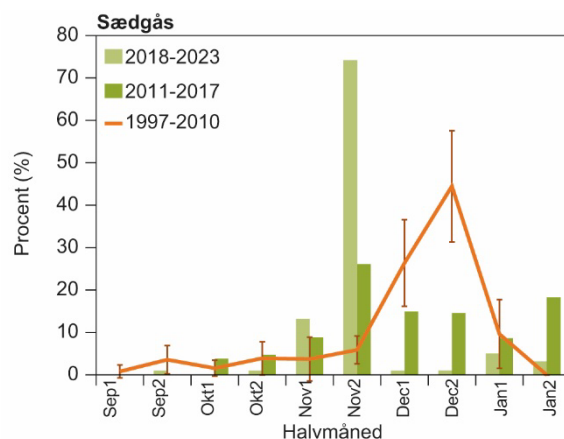


Fig. 3.1.9.4. Tidsmæssig fordeling af udbyttet af sædgås vist som gennemsnit ($\pm 95\%$ CI) for jagtsæsonerne 1997/1998 - 2010/11, i 2011/12 - 2017/18 og 2018/19 - 2023/24. Siden 2014 har sædgås kun været jagtbar 1/9-30/11

Forvaltningsmæssige problemstillinger

Sædgås behandles kun som art i de internationale rødlistes, hvor den både i den globale og europæiske liste er angivet som Livskraftig (LC) (IUCN 2025). Den nationale trækbestand af tundrasædgås er kategoriseret som

Livskraftig (Moeslund m.fl. 2023). Derudover er tundrasædgås aktuelt listet i kategori C1 under Vandfugleaftalen (AEWA 2023), men foreslås oplistet til kategorierne B2c og B2e ved den kommende revision (Wetlands International 2025b), dette med henvisninger til de estimerede tilbagegange i bestanden både over tre generationer og i den kortere 10-årige periode. Disse oplistninger til de to B-kategorier har ikke betydning for muligheden for at drive jagt, men det skal sikres, at jagten er bæredygtig. Der er dog endnu ikke identificeret væsentlige forvaltningsmæssige problemstillinger for tundrasædgås.

På grund af den store lighed mellem tajga- og tundrasædgæs vil forvaltningsmæssige problemstillinger for tajgasædgås dog også i et vist omfang påvirke forvaltningen af tundrasædgås i Danmark. Ved fremtidige ændringer i jagttiden bør fordelingen mellem tajga- og tundrasædgæs i udbyttet undersøges nøje (se Christensen m.fl. 2019, Sørensen & Heldbjerg 2019), ikke mindst af hensyn til det internationale forvaltningssamarbejde omkring tajgasædgås. De senere år har jægerne desuden kun indsendt i gennemsnit 21 vinger af sædgås pr.

sæson, hvilket er et spinkelt grundlag at vurdere såvel aldersfordelingen som den tidsmæssige (og til dels den geografiske) fordeling af udbyttet på.

Både tajga- og tundrasædgås kan desuden forveksles med kortnæbbet gås under jagt. Dette kan især være problematisk i det nordvestlige Jylland, hvor den lille vestlige bestand af tajgasædgæs kan optræde i områder sammen med kortnæbbede gæs.

Vurdering af gældende jagttid

De senere års fald i udbyttet afspejler, at tundrasædgæsene normalt først ankommer til Danmark hen mod jagttidens afslutning og dermed kun udsættes for jagtlig udnyttelse i en begrænset periode. Den aktuelle jagttid, som er begrænset i både tid og rum, for i størst muligt omfang at undgå afskydning af tajgasædgæs, vurderes således også at nedsætte jagttrykket på tundrasædgås, og jagten i Danmark påvirker næppe bestanden i nævneværdigt omfang.



Tundrasædgæs og sangsvaner. Foto: Ole Amstrup.

3.1.10 Kortnæbbet gås

Status for bestand og forvaltning	
Ynglebestand i Danmark	Yngler ikke i Danmark.
Flywaybestand	Seneste opgørelser fra EGMP: 78.139 (november 2023), 77.713 (maj 2024) (Johnson m.fl. 2024)
Gældende jagttid	Fra 2014/15: 1. sep – 31. jan. Jf. den adaptive forvaltningsplan fastsættes jagttiden fra år til år på baggrund af bestandens størrelse og den forventede ungeproduktion.
Tidligere jagttid	2010/11 – 2013/14: 1. sep – 31. dec desuden: 1.-31. jan på fiskeriterritoriet
Regulering	Ja - med forudgående tilladelse (jf. Vildtskadebekendtgørelsen, BEK nr. 1408 af 03/10/2022).
Udbytte i Danmark	2022/23: 6.898 (1.139 jægere) 2023/24: 7.065 (1.069 jægere) (foreløbigt tal)
Udbytte i EU	19.700 (gns. 2012-2017; 2/2 lande (Danmark, UK)). Udbyttetallene fra Storbritannien hidrører ikke fra den bestand, som forekommer i Danmark, hvorimod udbyttet fra Norge (som ikke er i EU, men har jagt på den samme bestand som Danmark) mangler. Et bedre udbyttet for Svalbard-bestanden er derfor det gennemsnitlige udbytte fra Norge og Danmark, som i perioden 2018-2023 har været 12.600.
Tendenser i jagtudbyttet	Ændring / år Signifikans
1995-2023	7,0 % ***
2018-2023	-9,0 % NS
Internationale og nationale listninger	DK rødliste: LC (trækbestand) Europæisk rødliste: LC Global rødliste: LC AEWA: B1
Bestandsbegrænsende faktorer (trækbestand)	Vildtforvaltningsrådets målsætningsnotat (Madsen 2025): Begrænser jagt/regulering bestanden (direkte/indirekte): Ja/Sandsynligvis ikke Forstyrrelsesfølsomhed (Høj) Artikel 12: Jagt/regulering (Middel) Aktuel forvaltningsplan: Jagt
Forvaltningsplaner	AEWA: International Single Species Management Plan (adaptiv forvaltningsplan, Madsen & Williams 2012). Under revision. Kortnæbbet gås behandles i regi af AEWA, hvorfor alene kolofonen er medtaget her.

3.1.11 Blisgås

Status for bestand og forvaltning		
Ynglebestand i Danmark	Yngler ikke i Danmark.	
Flywaybestand	Bestand: 1,0 – 1,4 mio. Langtidstrend (1976-2023): Moderat fremgang Korttidstrend (2014-2023): Stabil (Wetlands International 2025a, 2025b).	
Gældende jagttid	Fra 2014/15:	1. sep – 31. jan
Tidligere jagttid	2011/12-2013/14:	1. sep – 31. dec samt 1.-31. jan på fiskeriterritoriet; særfredet i Nordfyns Kommune samt den del af fiskeriterritoriet, der indgår i EU-fuglebeskyttelses-område 76, Nordfyn (særfredning ophørte i sæsonen 2018/19).
Regulering	Ja - med forudgående tilladelse (jf. Vildtskadebekendtgørelsen, BEK nr. 1408 af 03/10/2022).	
Udbytte i Danmark	2022/23: 2.896 (754 jægere) 2023/24: 3.033 (759 jægere) (foreløbigt tal)	
Udbytte i EU	24.400 (gns. 2012-2017; 13/16 lande).	
Tendenser i jagtudbyttet	Ændring / år	Signifikans
1995-2023	9,6 %	***
2018-2023	1,9 %	NS
Internationale og nationale listninger	DK rødliste: LC (trækbestand) Europæisk rødliste: LC Global rødliste: LC AEWA: C1	
Bestandsbegrænsende faktorer (trækbestand)	Vildtforvaltningsrådets målsætningsnotat: Jagt (direkte/indirekte): Sandsynligvis ikke / Nej Forstyrrelsesfølsomhed (Høj)	
Forvaltningsplaner	Ingen	

Forekomst og bestandsudvikling

I Danmark træffes blisgåsen fouragerende på enge og grønne marker, og optræder ofte i blandede flokke med andre arter af gæs. De største forekomster ses i den sydøstlige del af landet, men arten optræder i stigende grad også i det øvrige Danmark. Blisgåsen overnatter fortrinsvis på kystnære kollektive rasteplasser, ofte blandt andre gæs. Den rastende bestand af blisgås i Danmark ved midvinter er steget fra få hundrede fugle i 1990'erne til et gennemsnitligt antal omkring 10.000 i 2010'erne, og senest er et rekordstort antal på 25.387 individer optalt i 2023 (Fig. 3.1.11.1A). Der er en del år-til-år fluktuationer i de nationale antal, som givetvis relaterer sig til vinterens hårdhed, men forekomsten i Danmark er generelt stigende. I 2022 gennemførtes den første marts-tælling af blisgæs i Danmark, som resulterede i en

forekomst på 50.583 fugle. Arten er generelt mest talrig her i landet sen vinter og i det tidlige forår.

Den samlede flywaybestand har det seneste årti været relativt stabil (Fig. 3.1.11.2) på omkring 1,0 – 1,2 mio. fugle (AEWA CSR8, Wetlands International 2022), men estimatet er foreslået opjusteret til 1,0 – 1,4 mio. fugle i den kommende AEWA CSR9 (Wetlands International 2025b). Stigningen i Danmark er derfor betydeligt kraftigere end på flywayniveau. Dette skyldes sandsynligvis, at bestandens vinter- og forårsudbredelse i de seneste årtier er forskudt mod nord, og nu i højere grad omfatter Danmark. Der foreligger ikke egentlige undersøgelser heraf, men forklaringen skal formentlig findes i mildere vintre og vintergrønne marker.

Jagten i Danmark

Jagtudbyttet af blisgås har været signifikant stigende de seneste tre årtier, og har de seneste 10 år ligget mellem 2.000 og 4.000 fugle. For den seneste 5-års periode er der dog ingen signifikant trend i det årlige udbytte (Fig. 3.1.11.1.B). Udbyttet er steget dels som følge af en voksende overvintrende bestand i Danmark, og dels som følge af indførelsen af en generel jagttid i januar fra 2014/15 og fremad. Blisgæs nedlægges især i Sydøstdanmark og det sydvestlige Jylland, samt i nogen grad langs den jyske vestkyst (Fig. 3.1.11.3). Denne fordeling afspejler meget godt artens vinterudbredelse (Nielsen m.fl. 2024). De seneste år er en stor andel af udbyttet faldet i vintermånederne december og januar (Fig. 3.1.11.4).

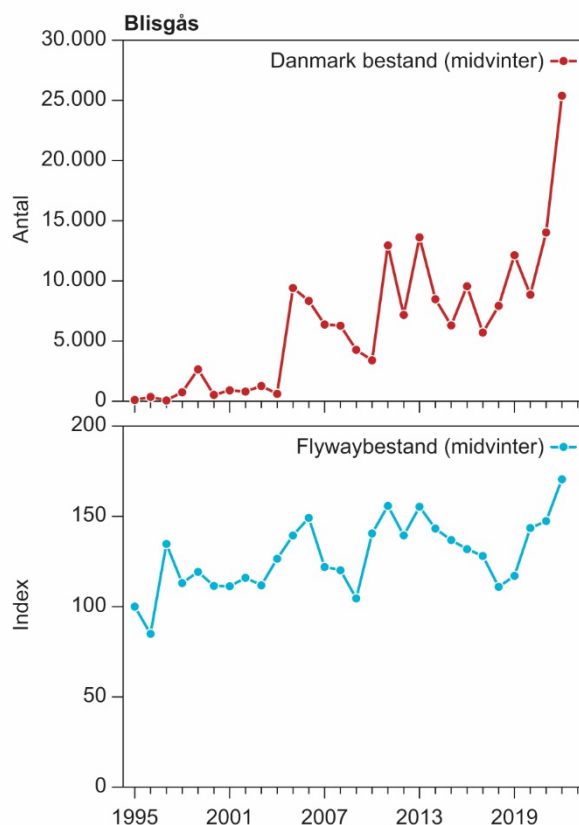
Forvaltningsmæssige problemstillinger

Blisgås er listet som Livskraftig (LC) både i den globale og den europæiske rødliste (IUCN 2025), og den nationale trækbestand som LC på den danske rødliste (Moeslund m.fl. 2023). Den nordvesteuropæiske flywaybestand er listet i kategori C1 under Vandfugleaftalen (AEWA 2023). Både arten som helhed og den nationale rastebestand anses derfor som livskraftig.

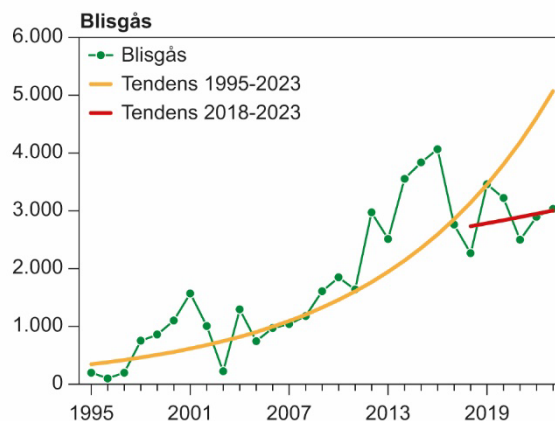
Blisgås kan i lighed med andre gæs optræde som skadevolder på dyrkede marker, men arten er i større omfang end mange af de øvrige gåsearter knyttet til enge og ekstensive græsarealer, hvorfor egentlige markskader er relativt sjældne. Undersøgelser i Centraleuropa indikerer imidlertid, at blisgæssene i stigende grad opsøger vintersæd (Polakowski m.fl. 2023), og en lignende udvikling i Danmark i årene fremover kan ikke udelukkes.

Vurdering af gældende jagttid

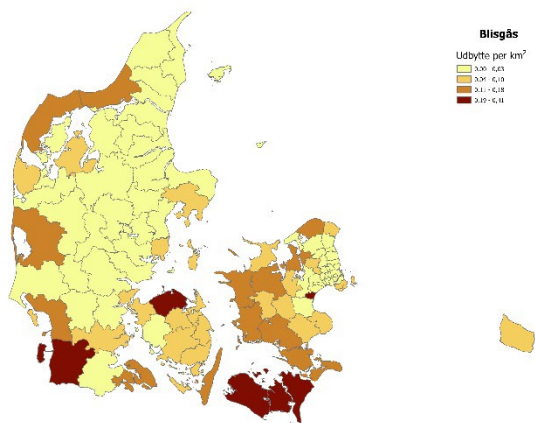
Den nuværende jagttid dækker perioden 1. september til 31. januar. Stigningen i den nationale rastebestand de seneste årtier har fundet sted samtidig med en stigning i jagtudbyttet, og det forventes derfor ikke, at den nuværende jagttid vil forhindre en fortsat stigning i den nationale antal, omend hastigheden heraf, og antallet af rastende individer et givent år, naturligvis kan påvirkes af jagttrykket på arten.



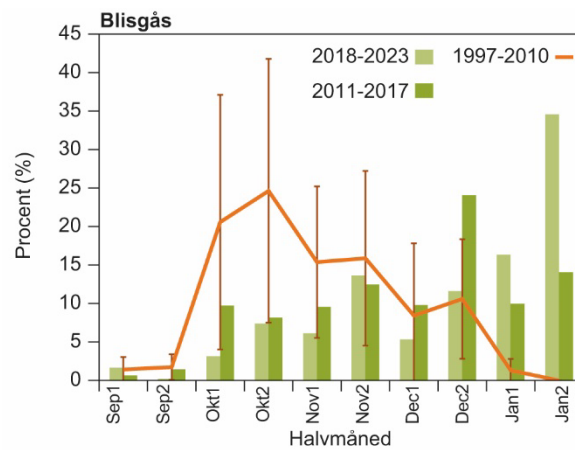
Figur 3.1.11.1.A. Bestandsudvikling for blisgås i Danmark fra NOVANA midvintertællinger i perioden 1995-2023 (NOVANA, Nielsen m.fl. 2024), og **B.** Bestandsudvikling (index) for blisgås på flywayniveau fra midvintertællinger i perioden 1995/96-2022/23 (IWC, Wetlands International 2025a).



Figur 3.1.11.2. Jagtudbyttet af blisgås i Danmark i jagtsæsonerne 1995/96 - 2023/24 med angivelse af tendenser i jagtudbyttet for perioderne 1995/96 - 2023/24 og 2018/19 - 2023/24.



Figur 3.1.11.3. Geografisk fordeling af jagtudbyttet af blisgås vist som gennemsnitligt udbytte per km² på kommuneplan for sæsonerne 2019/20 – 2023/24.



Figur 3.1.11.4. Tidsmæssig fordeling af udbyttet af blisgås vist som gennemsnit ($\pm 95\%$ CI) for perioderne 1997/98-2010/11 (N=281), 2011/12-2017/18 (N=690) og 2018/19-2023/24 (N=619) fordelt på halvmåneder.



Blisgæs. Foto: Kevin Kuhlmann Clausen.

3.1.12 Grågås

Status for bestand og forvaltning		
Ynglebestand i Danmark	Seneste Artikel 12 (Fredshavn m.fl. 2019b): 14.703 par. Stigende (2007-2018) Nye udkast til Artikel 12 (Fredshavn m.fl. 2025b): 13.292 par. Stigende (2010-2023)	
Flywaybestand	Seneste opgørelser fra EGMP: 1,3 mio. (sensommer) 824.000 (midvinter) 2022/23 (Johnson m.fl. 2024)	
Gældende jagttid	Fra 2018/19:	1. sep – 31. jan samt 1. aug – 31. aug på omdriftsarealer >300m fra hav/fjord og større vådområder (>3 ha)
Tidligere jagttid	2014/15-2017/18:	1. sep – 31. jan
Regulering	Ja - med forudgående tilladelse (jf. Vildtskadebekendtgørelsen, BEK nr. 1408 af 03/10/2022).	
Udbytte i Danmark	2022/23: 50.589 (7.691 jægere) 2023/24: 46.270 (7.149 jægere) (foreløbigt tal)	
Udbytte i EU	269.300 (gns. 2012-2017; 16/27 lande); eksklusive tal for regulering i Holland (cirka 163.000 adulte i 2016 (Heldbjerg m.fl. 2020)) Anslået udtag af den vesteuropæiske bestand i 2022: 447.000 (Johnson m.fl. 2024)	
Tendenser i jagtudbyttet	Ændring / år	Signifikans
1995-2023	7,7 %	***
2018-2023	-5,4 %	*
Internationale og nationale listninger	DK rødliste: LC (ynglebestand); LC (trækbestand) Europæisk rødliste: LC Global rødliste: LC AEWA: C1	
Bestandsbegrænsende faktorer (yngle- og trækbestand)	Vildtforvaltningsrådets målsætningsnotat (Madsen 2025): Begrænser jagt/regulering bestanden (direkte/indirekte): Muligvis/Muligvis Forstyrrelsesfølsomhed (Høj) Artikel 12: Jagt/regulering (Middel) Aktuelle forvaltningsplaner: Jagt/regulering	
Forvaltningsplaner	AEWA: International Single Species Management Plan (adaptiv forvaltningsplan, Powolny m.fl. 2018) Grågås behandles i regi af AEWA, hvorfor alene kolofonen er medtaget her	

3.1.13 Canadagås

Status for bestand og forvaltning							
Ynglebestand i Danmark	Ukendt, men anslået 20-30 par baseret på 20 kvadrater med ynglefund i Atlas III (Vikstrøm & Moshøj 2020). Udvikling ukendt 2007-2018 (Fredshavn m.fl. 2019b). Nye udkast til Artikel 12 (Fredshavn m.fl. 2025b): 50 par. Stigende (2013-2023)						
Flywaybestand	20.000-100.000 kønsmodne individer. Stigende (Europa, BirdLife International 2021). Bestanden opgøres ikke af Wetlands International.						
Gældende jagttid	Fra 2022/23: 1. sep – 31. jan samt 1. aug – 31. aug på omdriftsarealer >300m fra hav/fjord og større vådområder (>3 ha)						
Tidligere jagttid	2007/08-2021/22: 1. sep – 31. jan						
Regulering	Ja - med forudgående tilladelse (jf. Vildtskadebekendtgørelsen, BEK nr. 1408 af 03/10/2022).						
Udbytte i Danmark	2022/23: 3.049 (605 jægere) 2023/24: 2.920 (584 jægere) (foreløbigt tal)						
Udbytte i EU	102.000 (gns. 2012-2017; 8/11 lande). Det samlede EU-udbytte stammer fra flere mere eller mindre isolerede delbestande, og udbyttet i den svensk-danske bestand har de seneste år været i omegnen af 24.000 fugle (heraf ca. 5.000 i Danmark og 19.000 i Sverige, www.viltdata.se).						
Tendenser i jagtudbyttet	<table border="1"> <thead> <tr> <th>Ændring / år</th> <th>Signifikans</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>1995-2023</td> <td>1,6 % NS</td> </tr> <tr> <td>2018-2023</td> <td>-12,1 % *</td> </tr> </tbody> </table>	Ændring / år	Signifikans	1995-2023	1,6 % NS	2018-2023	-12,1 % *
Ændring / år	Signifikans						
1995-2023	1,6 % NS						
2018-2023	-12,1 % *						
Internationale og nationale listninger	DK rødliste: NA - Canadagås er anført på oversigten over invasive arter i Danmark Europæisk rødliste: LC Global rødliste: LC AEWA: Ikke vurderet						
Bestandsbegrænsende faktorer (yngle- og trækbestand)	Vildtforvaltningsrådets målsætningsnotat (Madsen 2025): Begrænser jagt/regulering bestanden (direkte/indirekte): Muligvis/? Forstyrrelsesfølsomhed (Høj). Artikel 12: Ingen påvirkning						
Forvaltningsplaner	Ingen						

Forekomst og bestandsudvikling

Canadagås er ikke oprindeligt hjemmehørende i hverken Danmark eller det øvrige Europa, men på tværs af kontinentet findes i dag en forvildet bestand, der anses som efterkommere af undslupne fangenskabsfugle og udsatte individer (Tegelstrøm & Sjöberg 1995, Keller m.fl. 2020). Arten er oprindeligt hjemmehørende i Nordamerika, men blev udsat som prydfugl og med henblik på jagt i bl.a. Storbritannien, Sverige og Norge, hvorfra arten har bredt sig til større dele af Nordeuropa (Fox m.fl. 2015).

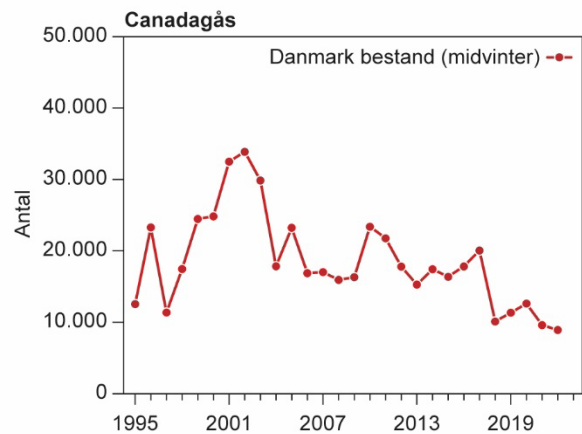
Canadagås yngler kun fåtalligt i Danmark, men arten er en udbredt vintergæst, særligt i den nordøstlige del af Jylland, på Sjælland og Lolland-Falster (Nielsen m.fl. 2024). Antallet af overvintrende canadagæs i Danmark var stigende i perioden fra 1980 til 2003, hvor januarbestanden toppede på omkring 35.000 fugle. De efterfølgende år blev antallet af overvintrende fugle næsten halveret, og fra 2005 til 2018 lå antallet nogenlunde stabilt omkring 18.000 fugle. I perioden 2019-2023 har midvintertællingerne resulteret i et estimat for den overvintrende bestand på omkring 10.000 individer, som er det laveste niveau siden 1990 (Nielsen m.fl. 2024, Fig. 3.1.13.1). De fleste fugle her i landet stammer fra Skandinavien (Andersson m.fl. 1999), men de senere årtier

har et stigende antal fugle fra Tyskland, Holland og Belgien optrådt i Danmark i forårs- og sommermånederne, enten under fældningen eller på fældningstræk mod nordøst (Clausen m.fl. 2024, Nielsen m.fl. 2024). Størstedelen af canadagæssene ankommer dog først til Danmark i begyndelsen af november, og de fleste har forladt landet ved udgangen af marts.

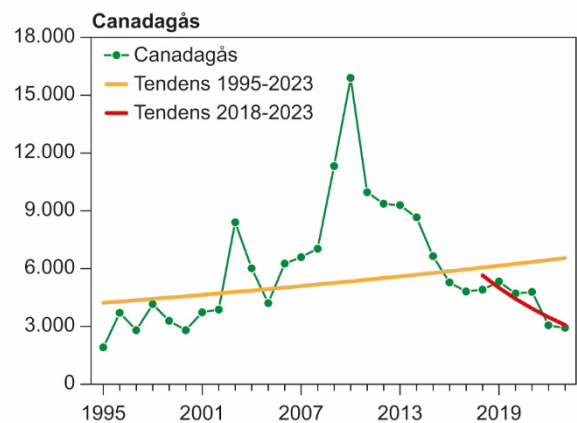
Kategoriseringen som invasiv art betyder, at den aktuelle bestandsstatus i Europa ikke formelt opgøres af Wetlands International, og størrelsen på den samlede flywaybestand er derfor reelt ukendt. Som følge heraf er der en åbenlys diskrepans mellem estimerterne for den samlede europæiske bestand og det samlede europæiske udbytte (se kolofon). I Sverige toppede ynglebestanden i 2008 og er siden faldet markant (Liljebäck m.fl. 2021), ligesom også midvintertællingerne har vist et faldende antal i Sverige siden januar 2010 (Haas m.fl. 2023). Man antog tidligere, at tilbagegangen i Danmark var relateret til en stigning i antallet af overvintrende fugle i Sverige (Nilsson og Kampe-Persson 2020), men tilsyneladende er der tale om en reel tilbagegang i den dansk-svenske bestand, muligvis forårsaget af et højt jagttryk i Sverige (Liljebäck m.fl. 2021).

Jagten i Danmark

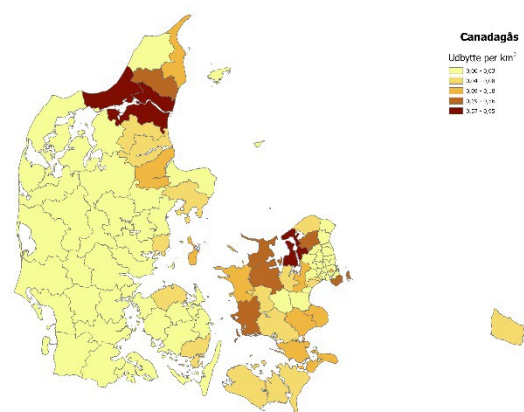
Jagtudbyttet af canadagås har været stigende i perioden 1995-2023 (Fig. 3.3.13.2). Den positive trend på lang sigt er dog ikke signifikant og omfatter en betydelig stigning i periodens begyndelse (1995 - 2010) afløst af et fald siden 2010. I de seneste år (2018 - 2023) ses yderligere et signifikant fald i jagtudbyttet (Fig. 1B). Fordelingen af udbyttet afspejler fint fordelingen af fugle på tværs af landet, og de fleste canadagæs nedlægges således i det nordøstlige Jylland, på Sjælland og Lolland-Falster (Fig. 3.1.13.3). Udviklingen i jagtudbyttet kan i et vist omfang forklares af en tilsvarende udvikling i størrelsen på den overvintrende bestand, om end jagtudbyttet toppe senere (2010) end midvintertællingerne (2003). Denne diskrepans kan muligvis forklares med den udvidede jagttid fra 2004, hvor der åbnedes for jagt på landjorden i januar måned, sammenholdt med forekomsten af nogle kolde vintre i jagtsæsonerne 2009/10 og 2010/11. Kolde vintre medfører, at svenske fugle i større omfang trækker til Danmark, samt at fødesøgningen begrænses til terrestriske områder, hvor arten i højere grad er genstand for jagtlig efterstræbelse. Da de fleste canadagæs skydes sidst på sæsonen (se Fig. 3.1.13.4), har forlængelsen ind i januar måned haft en betydelig indvirkning på udbyttet. De seneste par år har udbyttet været på omkring 3.000 fugle (Fig. 3.1.13.2). Den seneste udvidelse af jagttiden, som siden 2022 har inkluderet august måned på arealer i omdrift, har ikke medført et øget udbytte. Tværtimod er udbyttet faldet yderligere.



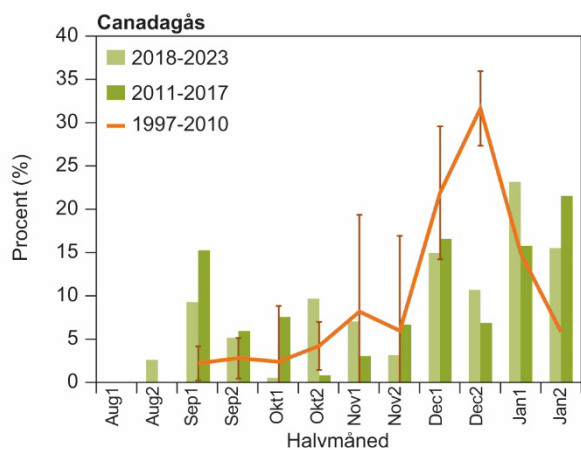
Figur 3.1.13.1 Bestandsudvikling for canadagås i Danmark fra NOVANA midvintertællinger i perioden 1995/96-2022/23 (Nielsen m.fl. 2024).



Figur 3.1.13.2 Udbytte af canadagås i jagtsæsonerne 1995/96 - 2023/24 (jagt og regulering) og tendenser i udbyttet for perioderne 1995-2023 og 2018-2023.



Figur 3.1.13.3. Geografisk fordeling af det estimerede udbytte af canadagås som gennemsnitligt udbytte på kommuneplan i sæsonerne 2019/20 - 2023/24.



Figur 3.1.13.4. Tidsmæssig fordeling af udbyttet af canadagås (jagt og regulering) vist som gennemsnit ($\pm 95\%$ CI) for jagt-sæsonerne 1997/1998 – 2010/11, i 2011/12 – 2017/18 og 2018/19 – 2023/24. Før 2007 sluttede den generelle jagttid på canadagås d. 31. dec. Fra jagtsæsonen 2007/08 sluttede den generelle jagttid 31. jan. Fra jagtsæsonen 2022/23 er jagt på canadagås desuden tilladt på omdriftsarealer 1/8-31/8.

Forvaltningsmæssige problemstillinger

Canadagås er ikke truet på verdensplan, og arten er listet som Livskraftig (LC) på både den europæiske og globale rødliste (IUCN 2025). Den europæiske bestand er ikke hjemmehørende, og den er derfor hverken vurderet på den danske rødliste eller listet under Vandfugleaftalen. Den optræder på Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø liste over invasive arter i Danmark og er derfor reelt uønsket i den danske natur.

Arten fouragerer fortrinsvis på enge og marker med græs, raps, roerester og lign. samt lejlighedsvis ved kysten på ålegræs eller havgræs. Canadagås kan under visse omstændigheder forårsage markskader på landbrugsafgrøder, men set i lyset af bestandens størrelse og artens udbredelse i Danmark er markskade-

problematikken formodentlig lille og temmelig lokal. Canadagås kan potentielt udgøre en risiko for flytrafikken, hvor den forekommer nær lufthavne (Christensen m.fl. 2015).

Vurdering af gældende jagttid

Da der for nuværende ikke foreligger pålidelige internationale bestandsestimater for canadagås, er det svært at vurdere jagtens effekt på bestandsudviklingen på flywayniveau. En sammenligning af de senere års jagtudbytte og det antal fugle, der registreres under midvintertællingen, indikerer, at en stor andel af de overvintrende fugle er genstand for jagtlig udnyttelse (Fig. 1). Da arten er uønsket og kategoriseret som invasiv, formodes dette at være i overensstemmelse med den forvaltningsmæssige målsætning.



Canadagæs. Foto: Kevin Kuhlmann Clausen

3.1.14 Pibeand

Status for bestand og forvaltning		
Ynglebestand i Danmark	Seneste Artikel 12 (Fredshavn m.fl. 2019b): 0 par Nye udkast til Artikel 12 (Fredshavn m.fl. 2025b): 0 par	
Flywaybestand	Bestand: 1,3 – 1,6 mio. Langtidstrend (1976-2023): Moderat fremgang Korttidstrend (2014-2023): Moderat fremgang (Wetlands International 2025a, 2025b)	
Gældende jagttid	Fra 2011/12:	1. sep – 31. dec desuden: 1. – 31. jan på fiskeriterritoriet
Tidligere jagttid	1994/95-2010/11:	1. sep – 31. dec desuden: 1. – 15. jan på fiskeriterritoriet
Regulering	Nej - Ingen regulering	
Udbytte i Danmark	2022/23: 47.179 (4.546 jægere) 2023/24: 51.852 (4.677 jægere) (foreløbigt tal)	
Udbytte i EU	344.400 (gns. 2012-2017; 18/18 lande)	
Tendenser i jagtudbyttet	Ændring / år	Signifikans
1995-2023	0,8 %	NS
2018-2023	4,7 %	NS
Internationale og nationale listninger	DK rødliste: CR (ynglebestand); LC (trækbestand) Europæisk rødliste: LC Global rødliste: LC AEWA: B2c (forslag om nedlistning til C1)	
Bestandsbegrænsende faktorer (yngle- og trækbestand)	Vildtforvaltningsrådets målsætningsnotat (Madsen 2025): Begrænser jagt/regulering bestanden (direkte/indirekte): Muligvis/Muligvis Forstyrrelsesfølsomhed (Høj) Artikel 12: Ukendt påvirkning, eutrofiering og jagt (Middel) EU-TFRB (vurdering af jagttryk i EU, Cruz-Flores m.fl. 2024a): ikke bæredygtig (Nordvesteuropa overvintrende bestand)	
Forvaltningsplaner	Ingen	

Forekomst og bestandsudvikling

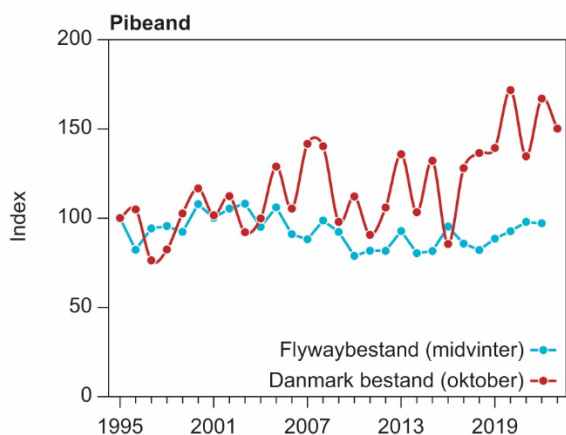
Pibeand er en meget sjælden ynglefugl, som ved Atlas III-undersøgelsen (2014-2017) kun blev registeret som sikkert ynglende i et enkelt kvadrat i Tøndermarsken (Vikstrøm & Moshøj 2020). For årene efter 2002 og frem til 2019 lister Christensen m.fl. (2022) blot seks sikre ynglefund, så der er flere år den ikke træffes ynglende, hvorfor der ved seneste offentliggjorte såvel som kommende Artikel 12-afrapportering til EU blev anført 0 par (Fredshavn m.fl. 2019b, 2025b).

Den danske rastebestand består af fugle, der yngler i Rusland og Fennoskandinavien. Herfra trækker de bl.a. gennem Danmark til overvintringsområder i Nordvesteuropa (se flyways i Scott & Rose 1996, Wetlands International 2022). Forekomsten af arten i Danmark topes i september-oktober (Christensen m.fl. 2022).

Ved de seneste oktobertællinger (2020, 2022-2023) er der opgjort en bestand på 267.000-284.000 fugle (Nielsen m.fl. 2024). Efterårsbestanden har været jævnt stigende fra 1980 og frem (se udviklingen fra 1995 og frem i fig. (Fig. 3.1.14.1A), og den overvintrende bestand markant stigende, hvilket har betydet at antallene af rastende pibeander ved de seneste landsdækkende midvintertællinger i 2020 og 2023, med henholdsvis 105.000 og 169.500 fugle, oversteg antallene af rastende gråænder, der førhen var den talrigeste art (Nielsen m.fl. 2024).

Flywaybestanden er i AEWA CSR8 senest opgjort til 1,3-1,6 mio. fugle (Wetlands International 2022). De nyeste indeksberegninger viser en moderat stigende bestand både i den lange periode fra 1976-2023 og den 10-årige periode fra 2014-2023 (Wetlands International 2025a), hvor Fig. 3.1.14.1A viser udviklingen fra 1995 og frem. Denne udvikling har dog ikke udløst en ændring

i det samlede bestandsestimat til AEWA CSR9 (Wetlands International 2025b).

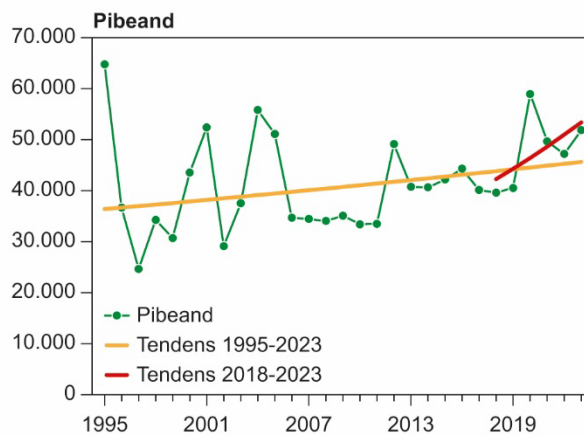


Figur 3.1.14.1A. Bestandsindeks for overvintrende pibeænder i den samlede flywaybestand (IWC, Wetlands International 2025a) samt i Danmark i oktober (NOVANA, Nielsen m.fl. 2024) for perioden 1995/96 til 2022/23. Se uddybning i afsnittet om bestandsopgørelser.

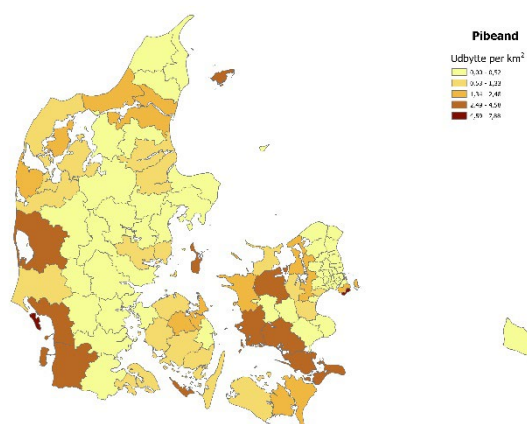
Jagten i Danmark

Jagtudbyttet af pibeand varierer markant mellem årene, og har de seneste seks år ligget mellem 39.600 og 58.900 ænder. Kurverne i den lange periode 1995-2023 og den korte periode 2018-2023 indikerer begge svagt stigende udbytte (Fig. 3.1.14.1B), men da ingen af disse tendenser er signifikante, må udbyttet opfattes som stabilt.

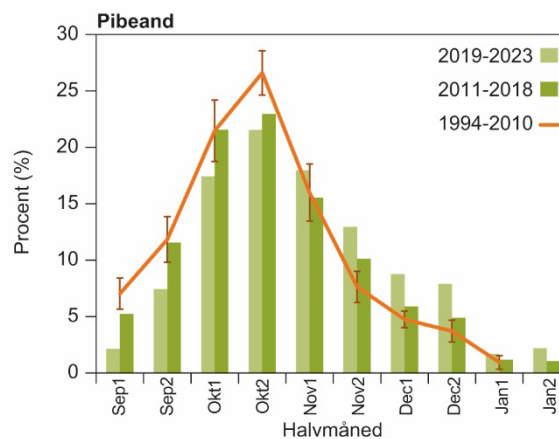
Den geografiske fordeling af jagtudbyttet af pibeænder er meget konstant. Det er i de samme egne af landet, der nedlægges mange pibeænder, hvorfor kortene i de tidligere jagttidsrevisionsrapporter (Asferg m.fl. 2016, Madsen m.fl. 2021) er næsten identiske med udbyttekortet i denne rapport, Fig. 3.1.14.2. Her ses, at de fleste pibeænder nedlægges i Jylland ved Vadehavet, Ringkøbing Fjord samt omkring den østlige del af Limfjorden. På Øerne nedlægges de fleste i Vest- og Sydsjælland og på Møn. Det er i de selvsamme områder arten optælles i de største antal både i oktober og ved midvinter (Nielsen m.fl. 2024). Som påpeget i forrige rapport (Madsen m.fl. 2021) er det forholdsvis store udbytte af pibeand i Dragør kommune næppe reelt, men afspejler sandsynligvis, at flere af de jægere, der driver jagt ved Saltholm, ikke er opmærksomme på, at øen ligger i Tårnby kommune. Saltholm er en af de vigtigste rasteplasser for arten øst for Storebælt (Nielsen m.fl. 2024). Fænologien for jagtudbyttet af pibeand synes under forandring, idet en stadig større andel nedlægges senere på året (Fig. 3.1.14.3). I de seneste fem jagtsæsoner er 48 % af fuglene nedlagt i september-oktober og 48 % i november-december, mens de resterende 4 % nedlægges i januar.



Figur 3.1.14.1B. Udbytte af pibeand i jagtsæsonerne 1995/96 – 2023/24 (kun jagt, arten reguleres ikke) og tendenser i udbyttet for perioderne 1995-2023 og 2018-2023.



Figur 3.1.14.2. Geografisk fordeling af det estimerede udbytte af pibeand som gennemsnitligt udbytte på kommuneplan i sæsonerne 2019/20 – 2023/24.



Figur 3.1.14.3. Tidsmæssig fordeling af nedlagte pibeænder (kun jagt, arten reguleres ikke) vist som gennemsnit ($\pm 95\%$ CI) for jagtsæsonerne 1994/1995 – 2010/11, i 2011/12 – 2018/19 og 2019/20 – 2023/24.

Forvaltningsmæssige problemstillinger

Pibeand er listet som Livskraftig (LC) både på verdensplan og i Europa (IUCN 2025). Den listes som Kritisk Truet (CR) ynglefugl på den danske rødliste, der bedømmer trækfuglebestanden som Livskraftig (LC) (Moeslund m.fl. 2023). Flywaybestanden er i AEWA CSR8 aktuelt klassificeret i kategori 2Bc under Vandfugleaftalen, med henvisning til at bestanden er forholdsvis stor, men måske er i tilbagegang (AEWA 2023). I udkastet til AEWA CSR9 foreslås bestanden nedlistet til kategori C1, med henvisning til de senere års fremgang (Wetlands International 2025b).

Alle svømmeænder vurderes generelt at være følsomme over for forstyrrelser forårsaget af jagt. Pibeand var således en af de arter, som responderede mest tydeligt på etableringen af forsøgsreservaterne i Nibe-Gjøl Bredninger og ved Ulvshale-Nyord (f.eks. Madsen m.fl. 1995, Madsen 1998). Responsen var ikke så tydelig i de mange reservater, der blev etableret i 1990'erne, men i denne periode var der også mange reservater, der blev ramt af eutrofieringsbetingede kollaps i udbredelsen af bundplanter, hvorfor arten blev optalt i vigende antal i nogle reservater, men stigende i andre (Clausen m.fl. 2013, 2014).

De senere år er der flere eksempler på forbedrede forhold i vegetationens udbredelse. I Nibe og Gjøl Bredninger synes udbredelsen af ålegræs ved de seneste kortlægninger i 2018-2022, der er baseret på satellitfotos (Stæhr m.fl. 2024), således at være næsten sammenlignelig med udbredelsen beskrevet fra luftfotos i 1993 (se kort i Balsby m.fl. 2017). Helt nye, ligeledes satellitfoto baserede kortlægninger i Ringkøbing Fjord, viser en markant fremgang i de senere år (Preben Clausen, DCE & Lisbeth Tangaa Nielsen, DHL, upubl. resultater). I begge områder afspejler denne udvikling sig også i stigende antal af pibeænder, f.eks. blev der i efteråret 2024 talt omkring 50.000 pibeænder i Ringkøbing Fjord (NOVANA data) – og der har også været fremgang i pibeandebestanden i Nibe-Gjøl området (Balsby m.fl. 2017, NOVANA data).

Jagtens indflydelse på opnåelse af naturlig bærekapacitet

For pibeand er vores viden om, hvor den naturlige bærekapacitet begrænses utilstrækkelig. Det kan være forhold i vinterkvartererne, som især ligger sydvest for Danmark (Scott & Rose 1996); på forårsrastepladserne, hvor mange ligger i Østeuropa, da pibeænderne trækker retur over en noget større del af Europa, gennem f.eks. Polen og Hviderusland (Spina m.fl. 2022); i ynglemråderne, der især findes i Rusland (Keller m.fl. 2020) eller på efterårsrastepladserne, hvor danske vådområder spiller en vis rolle.

I Danmark er der primært tre faktorer, der påvirker et områdes bærekapacitet for arten: 1) Tilstedeværelse af rigelige forekomster af bundplanter, hvor havgræsser, vandaks og ålegræs på lavt vand er artens foretrukne

fødeemner; 2) Tilstedeværelse af alternative fourageringsområder på ferske enge eller strandenge; og 3) forholdsvis uforstyrrede forhold, der giver ænderne mulighed for at have en balance mellem fouragering, flyvning og rast, som bevirker at de kan dække deres daglige energibehov. Som omtalt ovenfor eller andre steder er det er veldokumenteret at: 1) eutrofiering kan påvirke bundplanterne i negativ retning; at 2) tilgroning af både ferske og salte enge er en udbredt problemstilling i Danmark samt at 3) ureguleret jagt nogle steder kan påvirke fuglenes antal og opholdsperioder. Derfor vil et områdes bærekapacitet potentielt være afhængig af alle tre forhold.

Nibe-Gjøl Bredning og Ringkøbing Fjord er, med de seneste års udvikling i forekomsten af bundplanter, to områder, hvor mængderne af bundplanter aktuelt er mere end rigelige til at dække langt flere herbivore vandfugles fødebehov. Det er dels bedømt ud fra tidligere beskrevne forhold fra Tipperne (Kiørboe 1980), hvor opdaterede data frem til 2024 både for Tipperne og hele fjorden (NOVANA levestedskortlægninger, P. Clausen m.fl. upubl. data) underbygger, at der er en meget stor føderessource til stede. Dels bedømt ud fra de af Balsby m.fl. (2017) beskrevne forhold, ligeledes opdateret til 2024 (samme upubl. data).

Hvis pibeandebestændens bærekapacitet reguleres på andre årstider eller andre steder end i Danmark, så er der ingen garanti for at f.eks. antallet af pibeænder i de to lokaliteter, hvor der også er store arealer af tilgrænsende og afgræssede enge, kunne f.eks. fordobles eller tredobles, hvis alle bundplantebedene blev omfattet af jagtforbud. Derfor er der nedenfor alene givet en vurdering af, om de internationale bestandsudviklinger indikerer aktuelle nedgange i bestandene, herunder om udviklingen i de danske rastebestande og jagtudbytter vurderes at kunne spille en væsentlig rolle i en sådan nedgang.

Vurdering af gældende jagttid

De nyeste data fra Wetlands International (2025a) indikerer, at flywaybestanden er i fremgang. Dette er i modsætning til den forrige tidsserie op til Vandfugleaftalens 8. partsmøde i efteråret 2022, hvor bestanden blev markeret som stabil, men af noterne fremgik det, at bestanden kunne være i tilbagegang (Wetlands International 2022).

I Danmark har rastebestanden i de seneste år været stigende om efteråret, og især om vinteren, som en respons på de senere års mildere vintre. Der ses en tendens til, at stadigt flere fugle nedlægges i december-januar, men jagtudbyttet er overordnet set stabilt. Udviklingen i bestandsstørrelsen og jagtudbyttet i Danmark, opfylder ud fra en national betragtning, Vildtforvaltningsrådets målsætning om en stabil bestand (Madsen m.fl. 2025), hvorfor jagten vurderes at være bæredygtig. Dette i kombination med den nyeste vurdering af den samlede flywaybestandsudvikling gør, at jagten her i

landet ikke vurderes at påvirke den internationale raste- og vinterbestand i et omfang, der bidrager i ugunstig retning.

Der var et samlet udbytte i 18 lande med indrapporterede udbytter til Artikel-12 afrapporteringen i 2019 på 344.400 fugle, hvoraf det danske udgjorde 12,4 %.

Det samlede udbytte inkluderer lande med store jagt-traditioner på arten som Finland, Frankrig og Storbri-tannien, men en del af dette udbytte tages fra en østli-gere flywaybestand, der overvintrer omkring Sorteha-vet og Middelhavet. Denne bestand blev i AEWA CSR8 opgjort til 420.000-540.000 fugle, og muligvis i tilbage-gang (Wetlands International 2022) på det tidspunkt. Samme vurdering af både bestandens størrelse og ud-vikling er fremlagt til den kommende AEWA CSR9 (Wetlands International 2025b).

Arten og begge flywaybestande er omfattet af EU-TFRB-arbejdet. Her tyder foreløbige analyser på, at bæ-reedygtigheden af jagten på pibeand i den Nordvesteu-ropæisk overvintrende bestand ikke synes bæredygtig, og derfor bør adresseres (Cruz-Flores m.fl. 2024a). Ana-lysen er dog baseret på data, der ikke omfatter de nyeste data fra Wetlands International (2025a, 2025b).



Pibeænder og mørkbugede knortegæs. Foto: Rasmus Due Nielsen.

3.1.15 Knarand

Status for bestand og forvaltning		
Ynglebestand i Danmark	Seneste Artikel 12 (Fredshavn m.fl. 2019b): 500 par. Stigende (2007-2018) Nye udkast til Artikel 12 (Fredshavn m.fl. 2025b): 1.200 par. Stigende (2013-2023)	
Flywaybestand	Bestand: 170.000-180.000 Langtidstrend (1975-2023): Stor fremgang Korttidstrend (2014-2023): Moderat fremgang (Wetlands International 2025a, 2025b).	
Gældende jagttid	Fra 2011/12:	1. sep – 31. dec desuden: 1. – 31. jan på fiskeriterritoriet
Tidligere jagttid	1994/95-2010/11:	1. sep – 31. dec desuden: 1. – 15. jan på fiskeriterritoriet
Regulering	Nej - Ingen regulering	
Udbytte i Danmark	2022/23: 2.143 (567 jægere) 2023/24: 2.041 (585 jægere) (foreløbigt tal)	
Udbytte i EU	90.100 (gns. 2012-2017; 11/11 lande)	
Tendenser i jagtudbyttet	Ændring / år	Signifikans
1995-2023	7,2 %	***
2018-2023	-6,5 %	*
Internationale og nationale listninger	DK rødliste: LC (ynglebestand); LC (trækbestand) Europæisk rødliste: LC Global rødliste: LC AEWA: C1	
Bestandsbegrænsende faktorer (yngle- og trækbestand)	Vildtforvaltningsrådets målsætningsnotat (Madsen 2025): Begrænser jagt/regulering bestanden (direkte/indirekte): ? / Muligvis Forstyrrelsesfølsomhed (Høj) Artikel 12: Jagt (Middel)	
Forvaltningsplaner	Ingen	

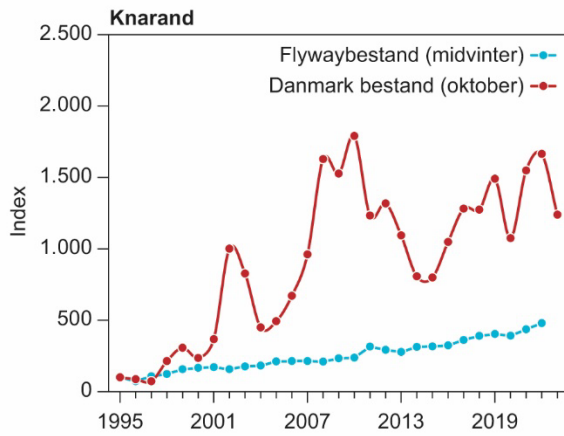
Forekomst og bestandsudvikling

Knarand ynglede med sikkerhed første gang i Danmark i 1952 (Christensen m.fl. 2022), men er siden blevet en forholdsvis almindelig og udbredt ynglefugl. Ved den tredje atlasundersøgelse i 2014-2017 blev den således registreret som sikker ynglende i 98, sandsynlig i 86 og mulig i 141 25 km² kvadrater (Vikstrøm & Moshøj 2020). Ved den seneste Artikel 12-afrapportering til EU blev bestanden estimeret til 500 par (Fredshavn m.fl. 2019b), og som i fremgang siden 1980. I det nye udkast til Artikel 12 er bestandsestimatet opjusteret til 1.200 par (Fredshavn m.fl. 2025b).

Den rastende bestand her i landet er også mangedoblet siden 1980'erne. Ved de seneste tre gennemførte oktober-tællinger (2020, 2022 og 2023) blev der registreret mellem 4.950 og 7.400 fugle (Nielsen m.fl. 2024). Om vinteren er forekomsten ligeledes steget markant, og

der blev ved de seneste to landsdækkende tællinger i 2020 og 2023 talt henholdsvis 3.800 og 3.400 fugle.

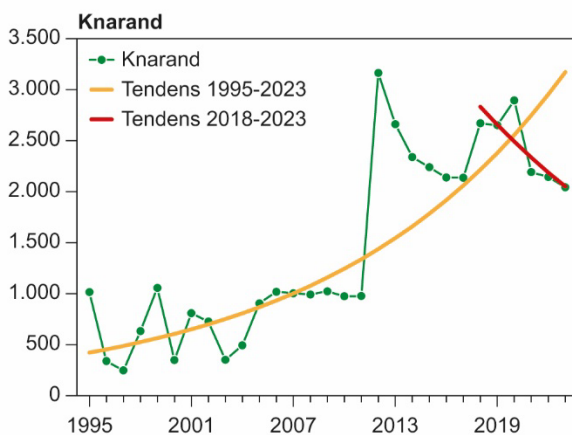
Den nordvesteuropæisk overvintrende flywaybestand er i AEWA CSR8 opgjort til 140.000 fugle (Wetlands International 2022). Bestandens udvikling er ud fra de nyeste indeksberegninger klassificeret som henholdsvis stærkt stigende i den lange periode fra 1976-2023 og moderat stigende i den 10-årige periode fra 2014-2023 (Wetlands International 2025a), hvorfor et nyt bestands-estimat på 170.000-180.000 fugle er fremsat til den kommende AEWA CSR9 (Wetlands International 2025b). Fig. 3.1.15.1A viser udviklingen fra 1995 og frem for både den nationale og internationale bestand.



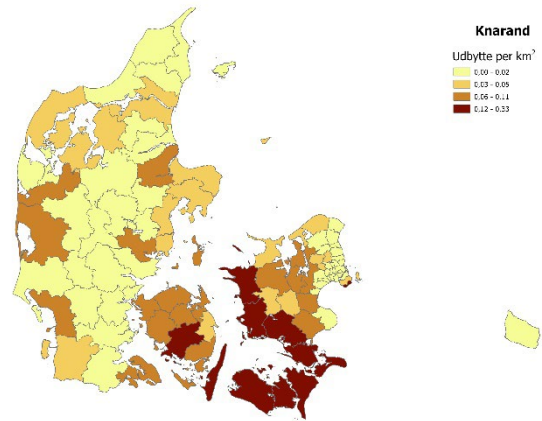
Figur 3.1.15.1A. Bestandsindeks for overvintrende knarænder i den samlede flywaybestand (IWC, Wetlands International 2025a) samt i Danmark i oktober (NOVANA, Nielsen m.fl. 2024) for perioden 1995/96 til 2022/23. Se uddybning i afsnittet om bestandsopgørelser.

Jagten i Danmark

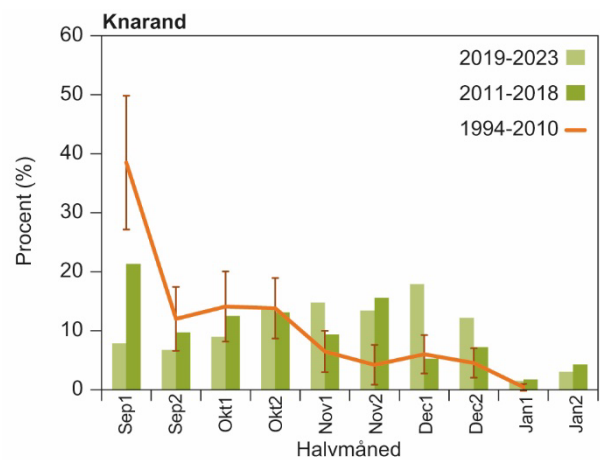
Knarand blev jagtbar i 1994, og siden da er jagtudbyttet gået markant frem, dog tyder de seneste år på et faldende udbytte (Fig. 3.1.15.1B). De seneste fem jagtsæsoner er der nedlagt mellem 2.000 og 2.800 knarænder. Arten nedlægges fortrinsvis på Øerne (Fig. 3.1.15.2), hvilket er i god overensstemmelse med, at det også er her, den er mest udbredt både som ynglefugl (Vikstrøm & Moshøj 2020) og uden for yngletiden (Nielsen m.fl. 2024). Førhen blev op mod 75 %, og dermed hovedparten af knarænderne nedlagt i september-oktober, men i de seneste fem jagtsæsoner er blot 37 % nedlagt i disse to måneder, 58 % i november-december og de resterende knap 5 % i januar (Fig. 3.1.15.3).



Figur 3.1.15.1B. Udbytte af knarand i jagtsæsonerne 1995/96 – 2023/24 (kun jagt, arten reguleres ikke) og tendenser i udbyttet for perioderne 1995-2023 og 2018-2023.



Figur 3.1.15.2. Geografisk fordeling af det estimerede udbytte af knarand som gennemsnitligt udbytte på kommuneplan i sæsonerne 2019/20 – 2023/24.



Figur 3.1.15.3. Tidsmæssig fordeling af nedlagte knarænder (kun jagt, arten reguleres ikke) vist som gennemsnit (± 95 % CI) for jagtsæsonerne 1994/1995 – 2010/11, for 2011/12 – 2018/19 og 2019/20 – 2023/24.

Forvaltningsmæssige problemstillinger

Knarand er ikke truet og er listet som Livskraftig (LC) både globalt og i Europa (IUCN 2025). På den danske rødliste er såvel ynglebestanden som trækfuglebestanden listet som Livskraftig (LC) (Moeslund m.fl. 2023). Den nordvesteuropæiske flywaybestand er listet i kategori C1 under Vandfugleaftalen pga. den store bestand og dennes gunstige udvikling (AEWA 2023).

Knarand er mere tilknyttet ferskvand end de andre svømmeænder, og findes derfor i mindre grad i reservaterne, der oftere ligger kystnært og i brakvandsområder (Clausen m.fl. 2013). Arten er derfor nok i mindre grad end de andre svømmeandearter blevet begunstiget af reservatoprettelserne i 1990'erne, men til gengæld mere af naturgenopretninger, der har tilvejebragt mange egnede, lavvandede ferske vådområder med rigelig bundvegetation. Ved de seneste landsdækkende NOVANA-optællinger registreredes mange af knarænderne således i tilknytning til naturgenoprettede vådområder, både ved midvinter og i oktober.

Vurdering af gældende jagttid

Den danske yngle- og rastebestand, såvel som flywaybestanden, har været i fremgang i en lang årrække, og der er intet der tyder på, at det stigende jagtudbytte indtil videre har stoppet udviklingen. Udviklingen i bestanden og jagtudbyttet i Danmark indikerer ikke problemer i forhold til jagtens bæredygtighed på nationalt niveau, og synes heller ikke at være i strid med Vildtforvaltningsrådets målsætning om en stigende bestand (Madsen m.fl. 2025). Den seneste udvidelse af jagten på fiskeriterritoriet i januar har næppe væsentlig betydning for jagtudbyttet, da arten primært forekommer ved ferskvand og jagten i denne periode kun må udøves på fiskeriterritoriet.

Det samlede jagtudbytte i 11 lande med indrapporterede udbytter til Artikel-12 afrapporteringen udgjorde i 2012-2017 90.100 fugle, hvoraf blot 2,7 % blev nedlagt i Danmark. Udbyttet domineres af Frankrig (78,7 %) og Spanien 9,4 %). Her tages en del af udbyttet fra en østligere flywaybestand på 130.000-230.000 fugle, der overvintrer i Centraleuropa, ved Sortehavet og omkring Middelhavet (se afgrænsningen af de to flyways i Nordvesteuropa i Scott & Rose 1996, Wetlands International 2022). Denne østligere bestand var som den nordvesteuropæiske bestand i henhold til AEWA CSR8 i vækst (Wetlands International 2022), men synes at være stabiliseret i de senere år, hvorfor bestandsestimatet er fastholdt i udkastet til AEWA CSR9 (Wetlands International 2025a, 2025b).



Knarand. Foto: Rasmus Due Nielsen

3.1.16 Krikand

Status for bestand og forvaltning		
Ynglebestand i Danmark	Seneste Artikel 12 (Fredshavn m.fl. 2019b): 125 par. Faldende (2007-2018) Nye udkast til Artikel 12 (Fredshavn m.fl. 2025b): 125 par. Faldende (2010-2023)	
Flywaybestand	Bestand: 670.000 Langtidstrend (1975-2023): Moderat fremgang Korttidstrend (2014-2023): Moderat fremgang (Wetlands International 2025a, 2025b).	
Gældende jagttid	Fra 2011/12:	1. sep – 31. dec desuden: 1. – 31. jan på fiskeriterritoriet
Tidligere jagttid	1994/95-2010/11:	1. sep – 31. dec desuden: 1. – 15. jan på fiskeriterritoriet
Regulering	Nej - Ingen regulering	
Udbytte i Danmark	2022/23: 106.793 (11.740 jægere) 2023/24: 73.834 (9.121 jægere) (foreløbigt tal)	
Udbytte i EU	838.800 (gns. 2012-2017; 21/23 lande)	
Tendenser i jagtudbyttet	Ændring / år	Signifikans
1995-2023	2,2 %	***
2018-2023	-3,6 %	NS
Internationale og nationale listninger	DK rødliste: VU (ynglebestand); LC (trækbestand) Europæisk rødliste: LC Global rødliste: LC AEWA: C1	
Bestandsbegrænsende faktorer (yngle- og trækbestand)	Vildtforvaltningsrådets målsætningsnotat (Madsen 2025): Begrænser jagt/regulering bestanden (direkte/indirekte): ?/Muligvis Forstyrrelsesfølsomhed (Høj) Artikel 12: Jagt (Middel) EU-TFRB (vurdering af jagttryk i EU, Cruz-Flores m.fl. 2024b): ikke bæredygtig (Nordvesteuropa overvintrende bestand) ikke bæredygtig (Sortehavet-Middelhavet overvintrende bestand)	
Forvaltningsplaner	Ingen	

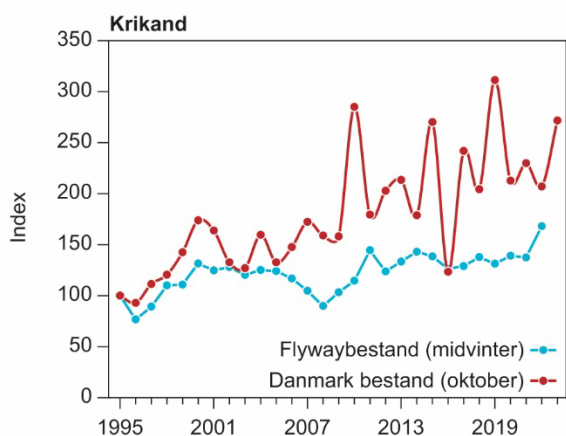
Forekomst og bestandsudvikling

Krikand, der er en sjælden ynglefugl i Danmark, har været i tilbagegang siden 1970'erne. Ved den seneste Atlas III-undersøgelse (2014-2017) blev den registeret som sikkert, sandsynligt eller muligt ynglende i 62 25 km² kvadrater, hvilket er et fald fra henholdsvis 215 og 191 opgjort ved de tidligere atlasundersøgelser i 1970'erne og 1990'erne (Vikstrøm & Moshøj 2020). Yngleudbredelsen er især knyttet til de næringsfattige og mere sandjordsprægede dele af Jylland samt på Nordsjælland. Ynglebestanden blev ved seneste Artikel 12-afrapportering vurderet til 125 par og faldende (Fredshavn m.fl. 2019b). I det nye udkast til Artikel 12 er både bestandsestimat og -udvikling fastholdt (Fredshavn m.fl. 2025b).

Den danske rastebestand består af fugle, der yngler i Fennoskandinavien og Rusland og trækker gennem Danmark til overvintringsområder i Vesteuropa (se flyways i Scott & Rose 1996, Wetlands International 2022). Forekomsten af arten i Danmark toppede førhen tydeligt i september, men data fra reservaterne har vist, at stadig flere krikænder opholder sig i Danmark længere hen på efteråret og kan ses i store antal selv i november. Desuagtet er der flest krikænder omkring månedsskiftet september-oktober (Christensen m.fl. 2022). Ved de seneste oktobertællinger (2020, 2022 og 2023) er der opgjort en bestand på 70.500-82.500 fugle (Nielsen m.fl. 2024). Efterårsbestanden har været jævnt stigende siden 1980'erne (Nielsen m.fl. 2024). Udviklingen fra 1995 og frem er vist i Fig. 3.1.16.1A. Krikand responderer også på de stadig hyppigere milde vintre, og ses i stigende antal ved midvinter, hvor der ved de seneste

to landsdækkende tællinger blev talt henholdsvis 38.233 krikænder i 2020 og 31.097 i 2023 – de to højeste antal opgjort ved de 17 gennemførte tællinger fra 1968 til 2023 (Nielsen m.fl. 2024). I Vadehavet og på Tipperne bestemmes antallet af rastende krikænder om efteråret primært af den årlige ynglesucces i Nordeuropa (Laurson & Frikke 2006, Meltofte & Clausen 2011).

Størrelsen af den samlede nordvesteuropæiske flywaybestand er i AEWA CSR8 opgjort til 570.000 fugle og stigende (Wetlands International 2022). De nyeste indeksberegninger viser en moderat stigende bestand både i den lange periode fra 1975-2023 og den 10-årige periode fra 2014-2023 (Wetlands International 2025a), hvor Fig. 3.1.16.1A viser udviklingen fra 1995 og frem. Den dokumenterede stigning har dog ikke udløst en ændring i det foreslåede samlede bestandsestimat til AEWA CSR9 (Wetlands International 2025b).

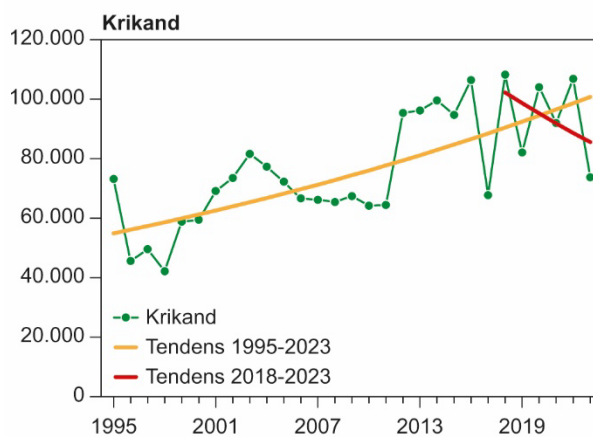


Figur 3.1.16.1A. Bestandsindeks for overvintrende krikænder i den samlede flywaybestand (IWC, Wetlands International 2025a) samt i Danmark i oktober (NOVANA, Nielsen m.fl. 2024) for perioden 1995/96 til 2022/23. Se uddybning i afsnittet om bestandsopgørelser.

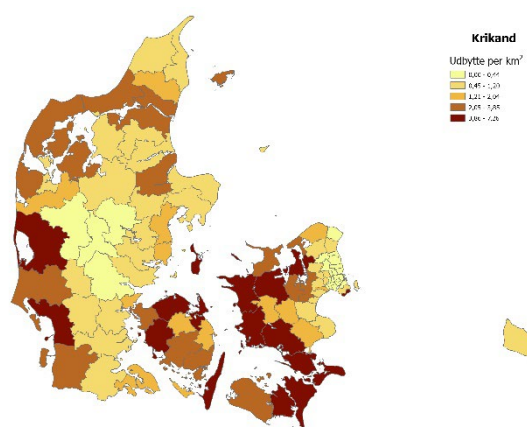
Jagten i Danmark

Jagtudbyttet af krikand varierer noget fra år til år, og der er de seneste seks år nedlagt mellem 73.700 og 108.100 fugle. Tendensberegningerne viser en signifikant stigning i udbyttet fra omkring 60.000 fugle i midten af 1990'erne til 100.000 fugle i de seneste år (Fig. 3.1.16.1B). Den faldende tendenslinje for de seneste seks år er ikke signifikant.

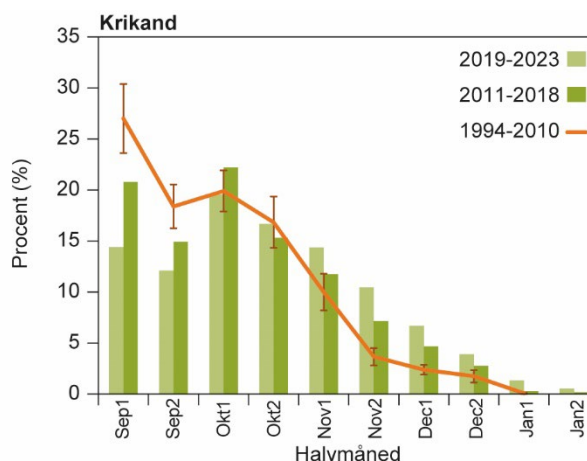
Den geografiske fordeling af jagtudbyttet viser, at de fleste krikænder nedlægges på Øerne, omkring Limfjorden, ved de vestjyske fjorde samt i omegnen af Vadehavet (Fig. 3.1.16.2). Førhen blev 60 % af krikænderne nedlagt allerede i september, 30 % i oktober og 10 % i resten af jagtsæsonen (Bregnballe m.fl. 2002). De nyeste data viser, at langt flere krikænder nu nedlægges senere på året, idet 27 % nedlægges i september, 36 % i oktober, 25 % i november og 4 % i december-januar (Fig. 3.1.16.3).



Figur 3.1.16.1B. Udbytte af krikand i jagtsæsonerne 1995/96 – 2023/24 (kun jagt, arten reguleres ikke) og tendenser i udbyttet for perioderne 1995-2023 og 2018-2023.



Figur 3.1.16.2. Geografisk fordeling af det estimerede udbytte af krikand som gennemsnitligt udbytte på kommuneplan i sæsonerne 2019/20 – 2023/24.



Figur 3.1.16.3. Tidsmæssig fordeling af nedlagte krikænder (kun jagt, arten reguleres ikke) vist som gennemsnit (± 95 % CI) for jagtsæsonerne 1994/1995 – 2010/11 (orange linje), i 2011/12 – 2018/19 (blå søjler) og 2019/20 – 2023/24 (grønne søjler).

Forvaltningsmæssige problemstillinger

Krikand er listet som Livskraftig (LC) både på verdensplan og i Europa (IUCN 2025). Den listes som Sårbar (VU) ynglefugl på den danske rødliste, der bedømmer trækfuglebestanden som Livskraftig (LC) (Moeslund m.fl. 2023). Flywaybestanden er pga. af dens store størrelse og bestandsudvikling aktuelt klassificeret i kategori C1 under Vandfugleaftalen (AEWA 2023). Dette foreslås også til den kommende AEWA CSR9 (Wetlands International 2025b).

Alle svømmeænder vurderes generelt at være følsomme over for forstyrrelser forårsaget af jagt. Krikand har responderet positivt på etablering af reservater ved Ulvshale-Nyord (Madsen m.fl. 1995), i Østvendssyssel (Bregnballe m.fl. 2001) og på mange af de nye reservater, der blev etableret i 1990'erne (Clausen m.fl. 2013, 2014). Reservaterne har også betydet, at krikænderne bliver i områderne i længere tid end førhen. Reservaterne og mange store naturgenopretninger i flere egne af landet, hvor større antal af krikænder ofte ses (Nielsen m.fl. 2023, 2024), bidrager givetvis også til, at der ses en stigende bestand i Danmark i oktober.

Jagtens indflydelse på opnåelse af naturlig bærekapacitet

For krikand gælder den samme problemstilling som for pibeand; at grundlaget for en vurdering af jagtens betydning for at kunne opnå den naturlige bærekapacitet er utilstrækkeligt. Denne problemstilling er uddybet under pibeand, hvorfor der henvises til beskrivelsen for denne art.

Vurdering af gældende jagttid

Det er næppe sandsynligt at jagten i Danmark på krikand påvirker den danske ynglebestand. Sandsynligheden for at ramme danske ynglefugle må være ret lille, når den lille ynglebestand sammenholdes med den store bestand af rastende fugle. Det vurderes endvidere at sikring af ynglebestanden mere handler om optimal forvaltning af levestederne, end det handler om jagt.

Et årligt jagtudbytte på rundt regnet 70.000-110.000 krikænder i Danmark synes højt, når rastebestanden samtidigt opgøres til omkring 60.000-80.000 fugle. Det skyldes dog dels, at langt flere fugle trækker igennem Danmark i løbet af jagtsæsonen og gør kortere eller længere ophold i landet undervejs, men ikke nødvendigvis samtidig med at der foretages tællinger, og dels at der

er en meget stor andel af bestanden, som heller ikke optælles i NOVANA-programmet, fordi man ofte vil kunne finde småflokke af krikænder i vandhuller og småsøer i hele landet, og dermed også uden for optællingsområderne, om efteråret. Fordelingen af jagtudbyttet i Jylland afspejler i et betydeligt omfang rastepladser med store forekomster af krikand (Nielsen m.fl. 2023, 2024), men er ikke i samme omfang sammenfaldende med artens fordeling på Øerne, hvilket kan tyde på, at mange af krikænderne netop hér nedlægges ved vandhuller og søer.

I perioden fra 1995 til 2023 er jagtudbyttet knap fordoblet, mens efterårsbestanden er fordoblet til tredoblet i samme periode, hvorfor jagten i Danmark synes at være bæredygtig. Krikænderne opholder sig i landet længere tid, hvilket også afspejles i forskydninger i fænologien for jagtudbyttet, og måske bidrager til det øgede udbytte. De nyeste data fra Wetlands International (2025a) indikerer, at flywaybestanden er i fremgang, og da det samme gør sig gældende for den nationale bestand, opfyldes Vildtforvaltningsrådets målsætning om en stigende bestand (Madsen m.fl. 2025) både på det internationale og nationale niveau.

Også i EU er der nogen diskrepans mellem den vurderede bestandsstørrelse og jagtudbyttet. Det samlede udbytte i 21 lande med indrapporterede udbytter til Artikel-12 afrapporteringen i 2019 var på knap 839.000 fugle, hvoraf det danske udgjorde 11,1 %. Det samlede udbytte inkluderer flere lande med store jagttraditioner på arten, som Finland (13,1 %), Frankrig (50,7 %) og Storbritannien (12,9 %), men en del af udbyttet i de to førstnævnte lande tages fra en østligere flywaybestand, der overvintrer omkring Sortehavet og Middelhavet. Denne bestand blev i AEWA CSR8 opgjort til 1 mio. fugle, og i fremgang (Wetlands International 2022) på det tidspunkt. I de nyeste vurderinger er bestanden klassificeret som i moderat tilbagegang i et langt perspektiv, men stabil de seneste ti år (2014-2023) (Wetlands International 2025a). Bestandsestimatet på 1 mio. fugle fastholdes til den kommende AEWA CSR9 (Wetlands International 2025b).

Arten og begge flywaybestande er omfattet af EU-TFRB-arbejdet. Her tyder foreløbige analyser på, at jagten på krikand i begge bestande ikke synes bæredygtig, og derfor bør adresseres (Cruz-Flores m.fl. 2024b). Analyserne omfatter dog ikke de nyeste data fra Wetlands International (2025a, 2025b).

3.1.17 Gråand

Status for bestand og forvaltning		
Ynglebestand i Danmark	Seneste Artikel 12 (Fredshavn m.fl. 2019b): 18.479 par. Faldende (2007-2018) Nye udkast til Artikel 12 (Fredshavn m.fl. 2025b): 13.774 par. Faldende (2010-2023)	
Flywaybestand	Bestand: 4,1 – 7,1 mio. Langtidstrend (1975-2023): Moderat tilbagegang Korttidstrend (2014-2023): Moderat tilbagegang (Wetlands International 2025a, 2025b) Disse estimater gælder den nordvesteuropæisk overvintrende bestand, men bemærk omtalen af en østligere flywaybestand	
Gældende jagttid	Fra 2011/12: 1. sep – 31. dec desuden: 1. – 31. jan på fiskeriterritoriet	
Tidligere jagttid	1994/95-2010/11: 1. sep – 31. dec desuden: 1. – 15. jan på fiskeriterritoriet	
Regulering	Nej - Ingen regulering	
Udbytte i Danmark	2022/23: 386.093 (33.923 jægere) 2023/24: 313.278 (29.442 jægere) (foreløbigt tal)	
Udbytte i EU	Ikke opgjort	
Tendenser i jagtudbyttet	Ændring / år 1995-2023 -2,3 % 2018-2023 -4,4 %	Signifikans *** *
Internationale og nationale listninger	DK rødliste: LC (ynglebestand); LC (trækbestand) Europæisk rødliste: LC Global rødliste: LC AEWA: C1 (forslag om opstilling til B2c)	
Bestandsbegrænsende faktorer (yngle- og trækbestand)	Vildtforvaltningsrådets målsætningsnotat (Madsen 2025): Begrænser jagt/regulering bestanden (direkte/indirekte): ? / Muligvis Forstyrrelsesfølsomhed (Middel) Artikel 12: Jagt (Middel)	
Forvaltningsplaner	Ingen	

Forekomst og bestandsudvikling

Gråand er en af Danmarks almindeligste og talrigeste ynglende vandfugle. Ved de tre atlasundersøgelser er arten truffet som sikker, sandsynlig eller mulig ynglende i et stigende antal 25 km²-kvadrater, henholdsvis 1.728 i 1971-74, 1.974 i 1992-1996 og 2.017 i 2014-2017, hvoraf hovedparten er sikre forekomster (Vikstrøm & Moshøj 2020). En del af udviklingen kan tilskrives, at flere kvadrater er dækket i de to seneste undersøgelser, men fremgangen i udbredelsen synes reel, da arten samtidig forekommer i en stigende %-andel af det samlede antal dækkede kvadrater. Ynglebestanden blev ved seneste Artikel 12-afrapportering opgjort til 18.479 par og i tilbagegang (Fredshavn m.fl. 2019b).

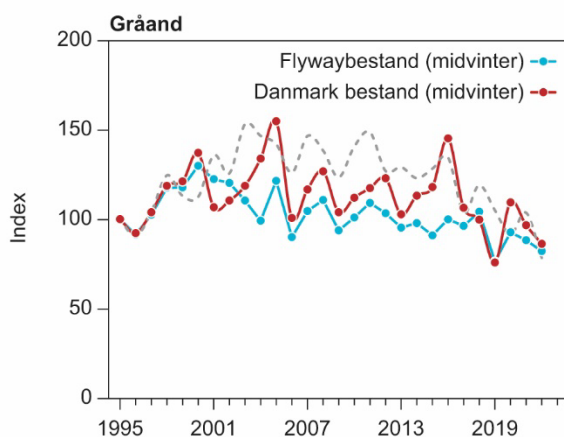
Selvom arten er blevet mere udbredt, viser DOF's punktællinger i ynglesæsonen en overordnet set stabil forekomst i perioden 1977-2023 (stigende først i perioden - derefter faldende), men en signifikant tilbagegang på 3,44 % per år i den kortere periode 2014-2023 (Vikstrøm m.fl. 2023). Disse resultater bevirker, at bestandsestimatet i det nye udkast til Artikel 12 er nedskrevet til 13.774 par (Fredshavn m.fl. 2025b).

Den danske rastebestand består både af danske ynglefugle og af fugle, der kommer til landet fra nordligere og østligere beliggende yngleområder i Norden, De Baltiske Lande, Hviderusland og Rusland. De største antal forekommer om vinteren (Christensen m.fl. 2022), hvor bestanden opgøres ved midvintertællingerne. Ved de seneste to landsdækkende tællinger blev der talt henholdsvis 100.364 (2020) og 120.252 (2023) fugle. NO-VANA-programmets indeksberegninger baseret på

årlige midvintertællinger på 114 lokaliteter indikerer en faldende bestand, både for den lange periode 1987-2023 og den korte 2012-2023 (Nielsen m.fl. 2024), hvor udviklingen fra 1995 og frem kan ses i Fig. 3.1.17.1A.

Danmark ligger centralt for den flywaybestand, der overvintrer i Nordvesteuropa, men berøres også af en østligere flywaybestand (se flyways i Wetlands International 2022). Flywaybestanden for førstnævnte er i AEWA CSR8 opgjort til 4,5-7,1 mio. fugle (Wetlands International 2022). De nyeste indeksberegninger viser en moderat faldende bestand både i perioden 1976-2023 og i den 10-årige periode fra 2014-2023 (Wetlands International 2025a), hvor Fig. 3.1.17.1A viser udviklingen fra 1995 og frem. Det samlede bestandsestimat til AEWA CSR9 foreslås desuagtet ikke nedjusteret (Wetlands International 2025b).

For den østlige bestand, hvis primære overvintringsområder ligger i det vestlige Middelhav (Syd- og Sydvesteuropa samt Nordafrika), blev bestanden i AEWA CSR8 opgjort til 1,0-1,4 mio. fugle (Wetlands International 2022). Nye indeksberegninger viser en stabil bestand for den lange periode 1990-2023, men et moderat fald i bestanden over den 10-årige periode fra 2014-2023 (Wetlands International 2025a) (se stiplede linje i Fig. 3.1.17.1A for årene fra 1995 og frem). Det samlede bestandsestimat til AEWA CSR9 er dog fastholdt på 1,0-1,4 mio. individer (Wetlands International 2025b).



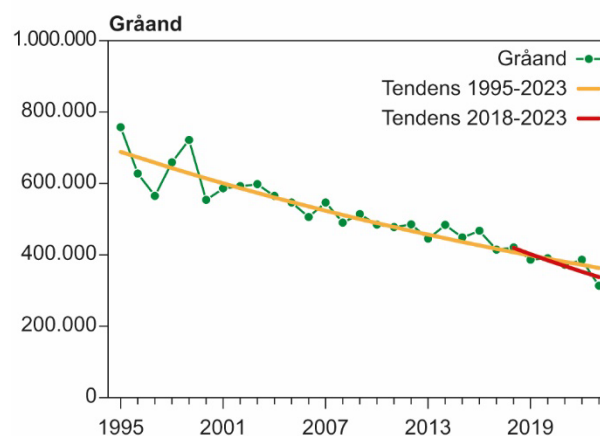
Figur 3.1.17.1A. Bestandsindeks for overvintrende gråænder i den samlede flywaybestand (IWC, Wetlands International 2025a) samt i Danmark (NOVANA, Nielsen m.fl. 2024) for perioden 1995/96 til 2022/23. Se uddybning i afsnittet om bestandsopgørelser. Den stiplede linje angiver bestandsudviklingen for den omtalte østlige flywaybestand.

Jagten i Danmark

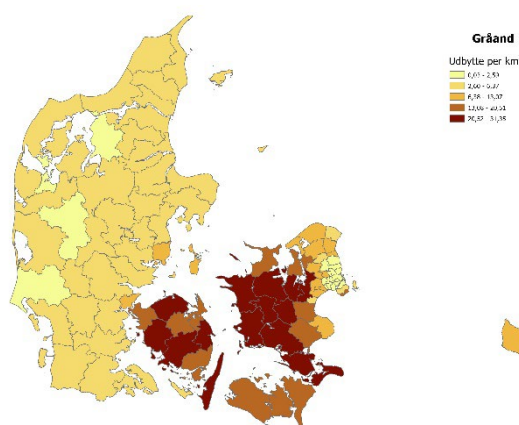
Jagtudbyttet af gråand toppede i slutningen af 1980'erne og første halvdel af 1990'erne (Asferg m.fl. 2016). I perioden fra 1995 og frem, der behandles hér, har udbyttet været jævnt og signifikant faldende (Fig. 3.1.17.1B). I hele tidsserien fra 1941-2023 var 1995 i øvrigt året med næsthøjest udbytte.

Langt de fleste gråænder nedlægges på Øerne (Fig. 3.1.17.2). Her er der mange ejendomme med tradition for fællesjagter på fasan også en tradition for at udsætte gråænder med henblik på jagt. Det geografiske sammenfald underbygges af et kort over udsætninger (Fig. 3.1.17.3) som Pedersen (2019) udarbejdede til Vildtforvaltningsrådets Udsætningsudvalg. Der er ikke, på samme måde som hos andre svømmeænder, et tydeligt sammenfald mellem udbyttets fordeling og artens udbredelse ved midvinter i landet. Gråand er f.eks. også talrig i Vadehavet, ved Ringkøbing og Nissum Fjorde, ved Limfjorden og langs østkysten af Vendsyssel, Himmerland og Kronjylland (Nielsen m.fl. 2023, 2024).

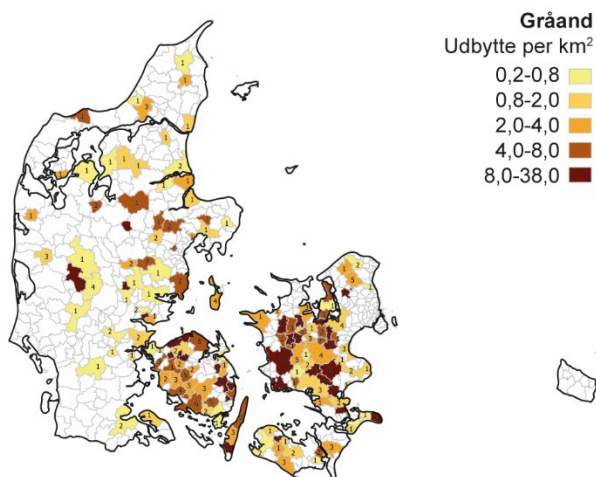
Udbyttet af gråænder synes nogenlunde jævnt fordelt hen over efteråret og den tidlige vinter, hvor 20-25 % nedlægges i hver af månederne september-december, mens kun godt 5 % nedlægges i januar (Fig. 3.1.17.4).



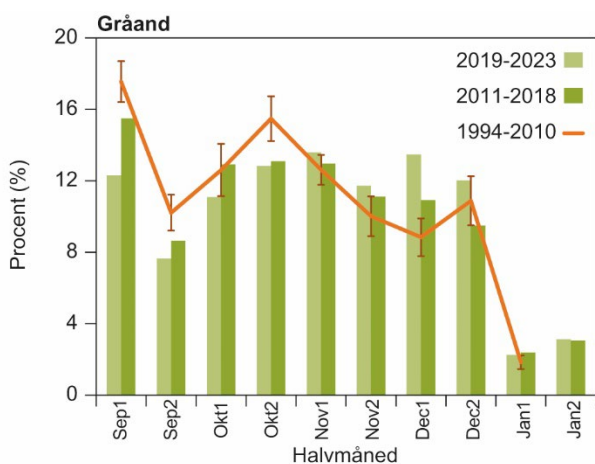
Figur 3.1.17.1B. Udbytte af gråand i jagtsæsonerne 1995/96 – 2023/24 (jagt, arten reguleres ikke) og tendenser i udbyttet for perioderne 1995-2023 og 2018-2023.



Figur 3.1.17.2. Geografisk fordeling af det estimerede udbytte af gråand som gennemsnitligt udbytte på kommuneplan i sæsonerne 2019/20 – 2023/24.



Figur 3.1.17.3. Geografisk fordeling af udsætninger af gråænder per km² i 2019, sammentalt per postnummerområde. Label på kortet angiver antal udsætninger per postnummer. Rentegnet efter Pedersen (2019).



Figur 3.1.17.4. Tidsmæssig fordeling af nedlagte gråænder (jagt) vist som gennemsnit ($\pm 95\%$ CI) for jagtsæsonerne 1994/1995 – 2010/11, i 2011/12 – 2018/19 og 2019/20 – 2023/24.

Forvaltningsmæssige problemstillinger

Gråand er listet som Livskraftig (LC) på verdensplan og i Europa (IUCN 2025) samt som ynglefugl og trækfugl på den danske rødliste (Moeslund m.fl. 2023).

Flywaybestanden, der overvintrer i Nordvesteuropa, er aktuelt klassificeret i kategori C1 under Vandfugleaftalen (AEWA 2023), men foreslås oplistet til kategori B2c ved næste revision på Vandfugleaftalens partsmøde i efteråret 2025. Dette med henvisning til, at bestanden er forholdsvis stor, men i tilbagegang over en længere periode (Wetlands International 2025b). En oplistning til kategori B2c har ikke betydning for muligheden for at drive jagt, men det skal sikres, at jagten er bæredygtig.

Den østligere flywaybestand, der overvintrer ved Middelhavet, er aktuelt klassificeret i kategori B2c under Vandfugleaftalen (AEWA 2023), men foreslås oplistet i

både kategori B2c og B2e på det kommende partsmøde (Wetlands International 2025b), dvs. både i tilbagegang over en længere periode og i hastig tilbagegang i en kortere.

Gråand responderede, akkurat som de andre svømmeænder, ved at gå frem i forsøgsreservat undersøgelserne fra 1985-1994 (Madsen m.fl. 1995) og de mange nye reser-vater, der fra 1993 og frem oprettedes i forlængelse af af-talen om de jagt-og forstyrrelsesfrie kerneområder (Clau-sen m.fl. 2013). Dermed antages arten i et vist omfang at være følsom overfor forstyrrelser forårsaget af jagt.

Den er også gået tilbage i fjorde ramt af eutrofiering, som f.eks. Ringkøbing Fjord (Meltofte & Clausen 2011) og Nissum Fjord (Christensen 1987). Dette til trods for, at arten er omnivor og burde kunne finde føde på andre habitater og leve af andre fødeemner i og ved fjordene, hvilket må tolkes som at levestedets bærekapacitet for-ringes af planternes forsvinden.

Vurdering af gældende jagttid

Det er, pga. manglende detaljeret kendskab til udsæt-ninger af gråænder, både i Danmark og udlandet, svært at vurdere hvad årsagen er til den observerede nedgang i de to flywaybestande, herunder hvordan denne udvik-ling smitter af på rastebestanden i Danmark. Det er kendt fra et enkelt dansk studie (Fog 1964), at omkring halvdelen af de gråænder, der blev ringmærket før ud-sætning og sidenhen gemeldt, blev gemeldt mindre end 1 km fra udsætningslokaliteten og yderligere 30 % højst 5 km fra denne. De resterende blev gemeldt læn-gere væk, en del i mere brakke habitater, og en del fra udlandet. Endvidere er skæbnen for godt 73 % af de ud-satte ænder ukendte, da de ikke blev gemeldt. Procent-angivelserne og afstandene som Fog fandt, er ikke væ-sentligt forskellige fra et nyere svensk studie (Sö-derquist m.fl. 2021), som også dokumenterer at en del af de udsatte gråænder sluttede sig til de vilde bestande. Hvis udsætningerne er faldende, kan det med andre ord potentielt smitte af på de vilde bestande, men det vides ikke i hvilket omfang.

Jagtudbyttet af gråand er faldet med omkring 35 % si-den 1995, hvilket er noget mere end det observerede fald i den danske rastebestand (omkring 15 %) og de to flywaybestande (begge omkring 20 %).

Faldet kan, udover den generelle bestandsudvikling, også skyldes at der udsættes færre gråænder. Der blev i 2000 indført en arealkrav for udsætning, som siden er blevet skærpet. Før 2000 var der ingen regulering af ud-sætningstætheder for gråand. I 2000 blev der indført en begrænsning, så der kun måtte udsættes 1 ælling per 50 m² eller 1 voksen and pr. 300 m² åben ubevokset vand-flade (Miljø- og Energiministeriet 2000). I 2007 skærpe-des arealbegrænsningerne, hvorefter der ikke måtte ud-sættes mere end 1 ælling pr. 150 m² eller 1 voksen and pr. 300 m² åben vandflade (Miljøministeriet 2007) – en regel der fortsat er gældende (Miljø- og

Fødevareministeriet 2017). Disse arealkrav må alt andet lige have påvirket udsætningerne. Mulighederne vil for nogle være uændrede (større søer), men der kan på grund af stramningen for udsætning af ællinger generelt udsættes færre ænder end tidligere - og måske ikke i alle vandhullerne, hvis de er for små.

I Danmark er det anslået, at der i 2020 blev udsat omkring 350.000 gråænder (Kanstrup 2020). Det er et antal, der langt overstiger både ynglebestanden og den overvintrende bestand, men på niveau med jagtudbyttet. I 2018 blev det lovpligtigt at indberette udsætninger til myndighederne. Estimatet på 350.000 fugle afviger

markant fra de antal, der er indberettet. Her blev der for 2020 indberettet 58.773 udsatte gråænder (næsten udelukkende ællinger), et antal der de seneste to år 2023 og 2024 er steget til knap 77.000 fugle (SGAV 2025). Se Kanstrup (2020) for en uddybning af denne diskrepans.

Det er pga. ovenstående forhold svært at vurdere, hvordan jagten på gråand påvirker de vilde bestande. Der synes at være behov for en bedre udredning af dette, især med henvisning til, at de vilde bestande er i tilbagegang.



Gråand. Foto: Kevin Kuhlmann Clausen

3.1.18 Spidsand

Status for bestand og forvaltning	
Ynglebestand i Danmark	Seneste Artikel 12 (Fredshavn m.fl. 2019b): 25 par. Faldende (2007-2018) Nye udkast til Artikel 12 (Fredshavn m.fl. 2025b): 12 par. Faldende (2013-2023)
Flywaybestand	Bestand: 120.000 Langtidstrend (1975-2023): Moderat fremgang Korttidstrend (2014-2023): Moderat fremgang (Wetlands International 2025a, 2025b). Disse estimater gælder den Nordvesteuropæisk overvintrende bestand, men bemærk omtalen af en østligere flywaybestand.
Gældende jagttid	Fra 2011/12: 1. sep – 31. dec desuden: 1. – 31. jan på fiskeriterritoriet
Tidligere jagttid	1994/95- 1. sep – 31. dec 2010/11: desuden: 1. – 15. jan på fiskeriterritoriet
Regulering	Nej - Ingen regulering
Udbytte i Danmark	2022/23: 5.549 (1.043 jægere) 2023/24: 6.077 (1.050 jægere) (foreløbigt tal)
Udbytte i EU	79.200 (gns. 2012-2017; 14/16 lande)
Tendenser i jagtudbyttet	Ændring / år Signifikans 1995-2023 -0,4 % NS 2018-2023 5,4 % NS
Internationale og nationale listninger	DK rødliste: EN (ynglebestand); LC (trækbestand) Europæisk rødliste: VU Global rødliste: LC AEWA: B1
Bestandsbegrænsende faktorer (yngle- og trækbestand)	Vildtforvaltningsrådets målsætningsnotat (Madsen 2025): Begrænser jagt/regulering bestanden (direkte/indirekte): Muligvis/Muligvis Forstyrrelsesfølsomhed (Høj) Artikel 12: Eutrofiering, græsningsophør og jagt (Middel) EU-TFRB (vurdering af jagttryk i EU, Cruz-Flores m.fl. 2024a): ikke bæredygtig (Nordvesteuropa overvintrende bestand) bæredygtig (Sortehavet-Middelhavet-Vestafrika overvintrende bestand)
Forvaltningsplaner	EU forvaltningsplan 2007 (ingen juridisk status)

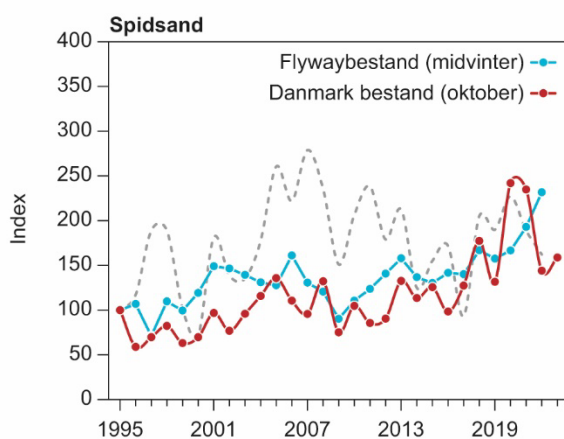
Forekomst og bestandsudvikling

Spidsand er en sjælden ynglefugl i Danmark, som har været i tilbagegang siden 1970'erne. Ved de tre gennemførte atlasundersøgelser er antallet af 25 km²-kvadrater, hvor arten er noteret som sikker, sandsynlig eller mulig ynglende, faldet fra 164 i 1971-1974 til 46 i 2014-2017 (Vikstrøm & Moshøj 2020). Det er dog kun de to førstnævnte kategorier, der er benyttet til et skøn af ynglebestanden på 25 par (Vikstrøm & Moshøj 2020, Fredshavn m.fl. 2019b). I det nye udkast til Artikel 12 er bestanden yderligere nedskrevet til 12 par (Fredshavn m.fl. 2025b).

Danmark ligger centralt i den flyway af spidsænder, som i august-november trækker igennem Danmark på vej fra yngleområder beliggende nord og øst for Danmark til overvintringsområder i Vest- og Sydvesteuropa. Danmark berøres dog også af udbredelsesområdet for en østligere bestand, hvis primære overvintringsområder ligger ved Sortehavet, Middelhavet og i Vestafrika syd for Sahara fra Senegal i vest til Chad i øst. Kortene over de to flyways (Scott & Rose 1996, Wetlands International 2022) viser betydelige overlap.

Forekomsten i Danmark toppe i september-oktober (Christensen m.fl. 2022). Her har bestanden været stigende om efteråret siden 1980'erne (Fig. 3.1.18.1A viser perioden fra 1995 og frem), og den samlede bestand er ved de seneste tre oktober-tællinger opgjort til mellem 19.900 og 28.700 fugle (Nielsen m.fl. 2024). Den overvintrende bestand er også stigende, hvilket formentlig skyldes de stadigt hyppigere milde vintre, og en rekordforekomst på 26.300 fugle blev opgjort ved den seneste landsdækkende tælling i 2023 (Nielsen m.fl. 2024).

Flywaybestanden, der overvintrer i Nordvesteuropa, blev i AEWAs CSR8 opgjort til 74.000 fugle (Wetlands International 2022). De nyeste indeksberegninger viser en moderat stigende bestand både i den lange periode fra 1975-2023 og den 10-årige periode fra 2014-2023 (Wetlands International 2025a). I forlængelse af disse analyser er et nyt bestandsestimat for denne bestand på 120.000 fugle fremlagt til den kommende AEWAs CSR9 (Wetlands International 2025b). Fig. 3.1.18.1A viser udviklingen fra 1995 og frem. Den betydeligt større østligere flywaybestand er anslået til 450.000-750.000 fugle (både i AEWAs CSR8 samt kommende AEWAs CSR9, Wetlands International 2022, 2025b). Bestandsudviklingen for denne bestand vurderedes ved seneste AEWAs partsmøde som værende usikker, måske faldende (Wetlands International 2022), men er i de nyeste analyser anført som moderat stigende i den længere periode fra 1991-2023, men usikker i 10-årige periode fra 2014-2023. Denne bestand er angivet med stiplede linje i Fig. 3.1.18.1A for årene 1995 og frem.



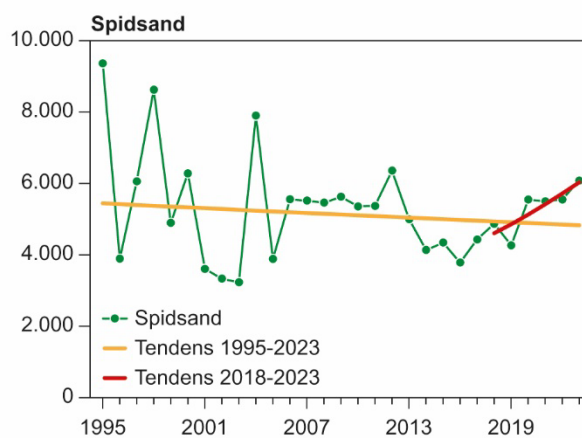
Figur 3.1.18.1A. Bestandsindeks for overvintrende spidsænder i den samlede Nordvesteuropæiske overvintrende flywaybestand (IWC, Wetlands International 2025a) samt i Danmark i oktober (NOVANA, Nielsen m.fl. 2024) for perioden 1995/96 til 2022/23. Se uddybning i afsnittet om bestandsopgørelser. Den stiplede linje angiver bestandsudviklingen for den omtalte østligere flywaybestand.

Jagten i Danmark

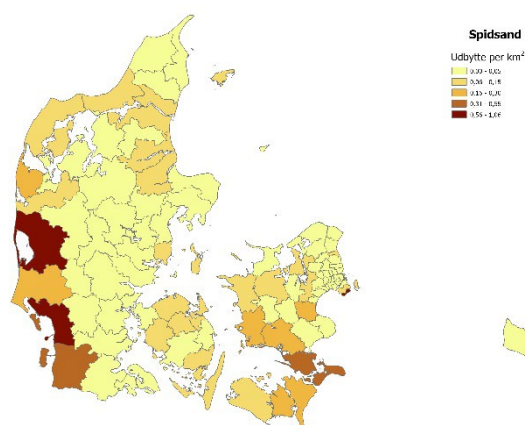
Jagtudbyttet af spidsand varierer betydeligt fra år til år, og har de seneste fem år ligget mellem 4.200 og 6.000 fugle. Selvom kurverne i den lange periode 1995-2023 og den korte periode 2018-2023 henholdsvis indikerer et

faldende og stigende udbytte (Fig. 3.1.18.1B), er ingen af disse tendenser signifikante, hvorfor udbyttet må betragtes som stabilt.

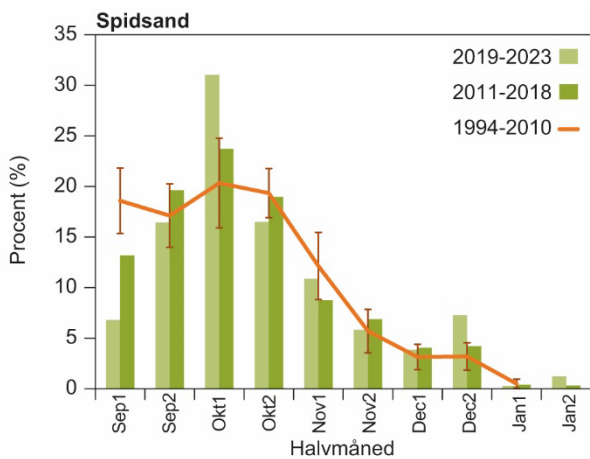
Den geografiske fordeling af jagtudbyttet fra de seneste fem jagtsæsoner viser, at i Jylland nedlægges langt de fleste spidsænder omkring Ringkøbing Fjord og ved Vadehavet, på Øerne i Sydsjælland og på Lolland-Falster, især omkring Vordingborg Kommune (Fig. 3.1.18.2). Det er også de områder i landet, hvor langt de fleste spidsænder de seneste år er talt i NOVANA-programmets oktober- og midvintertællinger (Nielsen m.fl. 2024). Omkring 71 % af jagtudbyttet af spidsand nedlægges i september-oktober, knap 28 % i november-december, mens bare 1,5 % nedlægges i januar. (Fig. 3.1.18.3).



Figur 3.1.18.1B. Udbytte af spidsand i jagtsæsonerne 1995/96 – 2023/24 (kun jagt, arten reguleres ikke) og tendenser i udbyttet for perioderne 1995-2023 og 2018-2023.



Figur 3.1.18.2. Geografisk fordeling af det estimerede udbytte af spidsand som gennemsnitligt udbytte på kommuneplan i sæsonerne 2019/20 – 2023/24.



Figur 3.1.18.3. Tidsmæssig fordeling af nedlagte spidænder (kun jagt, arten reguleres ikke) vist som gennemsnit ($\pm 95\%$ CI) for jagtsæsonerne 1994/1995 – 2010/11, i 2011/12 – 2018/19 og 2019/20 – 2023/24.

Forvaltningsmæssige problemstillinger

Spidsand er listet som Livskraftig (LC) både på verdensplan og i Europa (IUCN 2025). Den listes som Truet (EN) ynglefugl på den danske rødliste, der bedømmer trækfuglebestanden som Livskraftig (LC) (Moeslund m.fl. 2023). Flywaybestanden er pga. af dens størrelse og bestandsudvikling klassificeret i kategori B1 under Vandfugleaftalen (AEWA 2023). Dette foreslås opretholdt i kommende AEWA CSR9 (Wetlands International 2025b).

Alle svømmeænder vurderes generelt at være følsomme over for forstyrrelser forårsaget af jagt. Spidsand er således en af de arter, som har reageret mest markant på etableringen af reservaterne ved f.eks. Ulvs-hale-Nyord (Madsen m.fl. 1995) og Agger Tange (Clausen m.fl. 2014).

Det er også en art, der er følsom overfor eutrofiering, og som faldt markant i antal ved Ringkøbing Fjord i den periode, hvor bundvegetationen forsvandt fra store dele af fjordens lavvandede grunde (Meltofte & Clausen 2011). Arten er dog kommet talrigt tilbage i området, efter vegetationen er vendt tilbage til Ringkøbing Fjord (Clausen m.fl. 2017, Nielsen m.fl. 2024).

Nedgangen i ynglebestanden skyldes bl.a., at mange af de engområder, som arten før ynglede ved, er tilgroede (Jørgensen 2017), men arten er jf. atlasundersøgelserne også gået tilbage eller helt forsvundet fra mange områder i Jylland (Vikstrøm & Moshøj 2020), hvor manglende græsning ikke synes at være årsagen, f.eks. området omkring Agerø, større dele af Nissum Fjord og Tøndermarsken (dvs. lokaliteter, hvor DCE eller andre regelmæssigt overvåger ynglende eller rastende vandfugle, og vi derfra har et kendskab til græsningsforholdene).

Jagtens indflydelse på opnåelse af naturlig bærekapacitet

For spidsand gælder den samme problemstilling som for pipeband; at grundlaget for en vurdering af jagtens betydning for at kunne opnå den naturlige bærekapacitet er utilstrækkeligt. Denne problemstilling er uddybet under pipeband, hvorfor der henvises til beskrivelsen for denne art.

Vurdering af gældende jagttid

Det er næppe sandsynligt at jagten i Danmark på spidsand påvirker den danske ynglebestand, da sandsynligheden for at ramme lige præcis danske ynglefugle må være ret lille, grundet den lille ynglebestand og de mange trækfugle. Det vurderes endvidere, at sikring af ynglebestanden mere handler om optimal forvaltning af levestederne, end det handler om jagt.

Såvel jagtudbyttet som bestanden fluktuerer noget fra år til år, men jagtudbyttet har været stabilt siden 1995. Da langt de fleste ænder tælles i de mange reservater, hvor jagten er blevet udfaset, og den rastende bestand af spidsand samtidigt er steget i Danmark, må man konstatere, at jagten i Danmark synes at være blevet mere bæredygtig. Det må også konstateres at Vildtforvaltningsrådets målsætning om en stigende bestand (Madsen 2025) synes opfyldt, ud fra en national betragtning. Udvidelsen af jagten på fiskeriterritoriet med sidste halvdel af januar siden 2011 har ikke påvirket udbyttet af arten, da den stort set ikke nedlægges i denne måned.

Jagtudbyttet på op til 6.000 fugle i Danmark udgør 5 % af flywaybestandsestimatet for den Nordvesteuropæiske bestand på 120.000 fugle. Bestandens størrelse opgøres dog ved midvinter og altså efter jagten er udøvet. Dertil kommer at det ikke vides, hvor store andele af de nedlagte ænder, der kommer fra den østligere flywaybestand.

I et større perspektiv udgør det danske udbytte 5,9 % af det kendte samlede udbytte på 79.200 fugle i 14 lande med indrapporterede udbytter til Artikel-12 afrapporteringen i 2019. De fleste af disse fugle er nedlagt i Finland (10,6 %) og Frankrig (69,9 %), hvilket indebærer at en stor del af dette udbytte er taget fra den større og østligere udbredte ynglebestand, omtalt ovenfor.

Arten og begge flywaybestande er omfattet af EU-TFRB-arbejdet. Her tyder foreløbige analyser på, at der kan være problemer med bæredygtigheden af jagten på spidsand i den Nordvesteuropæisk overvintrende bestand, som bør adresseres (Cruz-Flores m.fl. 2024a). Af samme arbejde fremgår det, at jagten, der udøves i den østligere bestand, er bedømt som bæredygtig. Begge disse analyser er baseret på data, der ikke omfatter de nyeste data fra Wetlands International (2025a, 2025b).

3.1.19 Skeand

Status for bestand og forvaltning		
Ynglebestand i Danmark	Seneste Artikel 12 (Fredshavn m.fl. 2019b): 459 par. Stabil (2007-2018) Nye udkast til Artikel 12 (Fredshavn m.fl. 2025b): 703 par. Faldende (2010-2023)	
Flywaybestand	Bestand: 90.000 Langtidstrend (1975-2023): Moderat fremgang Korttidstrend (2014-2023): Moderat fremgang (Wetlands International 2025a, 2025b).	
Gældende jagttid	Fra 2011/12:	1. sep – 31. dec desuden: 1. – 31. jan på fiskeriterritoriet
Tidligere jagttid	1994/95-2010/11:	1. sep – 31. dec desuden: 1. – 15. jan på fiskeriterritoriet
Regulering	Nej - Ingen regulering	
Udbytte i Danmark	2022/23: 1.679 (593 jægere) 2023/24: 2.044 (755 jægere) (foreløbigt tal)	
Udbytte i EU	182.300 (gns. 2012-2017; 13/14 lande)	
Tendenser i jagtudbyttet	Ændring / år	Signifikans
1995-2023	-0,3 %	NS
2018-2023	-0,5 %	NS
Internationale og nationale listninger	DK rødliste: VU (ynglebestand); LC (trækbestand) Europæisk rødliste: LC Global rødliste: LC AEWA: B1	
Bestandsbegrænsende faktorer (yngle- og trækbestand)	Vildtforvaltningsrådets målsætningsnotat (Madsen 2025): Begrænser jagt/regulering bestanden (direkte/indirekte): Muligvis/Muligvis Forstyrrelsesfølsomhed (Høj) Artikel 12: Eutrofiering, jagt og invasive arter (Middel) EU-TFRB (vurdering af jagttryk i EU, Cruz-Flores m.fl. 2024a): ikke bæredygtig (to europæiske flyways vurderet samlet)	
Forvaltningsplaner	Ingen	

Forekomst og bestandsudvikling

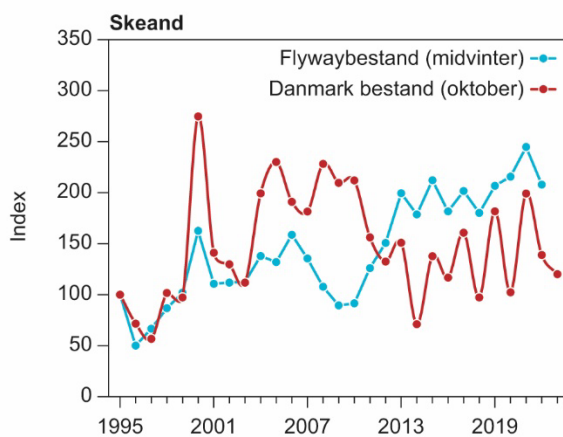
Skeand, der er en fåtallig ynglefugl i Danmark, blev ved den seneste atlasundersøgelse i 2014-2017 registreret som sikker, sandsynlig eller mulig ynglende i 292 25 km²-kvadrater, en tilbagegang fra henholdsvis 367 kvadrater i 1971-1974 og 382 kvadrater i 1993-1996 (Vikstrøm & Moshøj 2020). Ved atlasundersøgelsen i 1993-1996 vurderedes bestanden til at være på 800-1.000 par (Grell 1998). Ynglebestanden blev i den seneste artikel 12-afrapportering til EU estimeret til 459 par. Bestanden har været stabil på dette niveau i de seneste 10 år 2007-2018, men i tilbagegang i et længere perspektiv fra 1980 og frem (Fredshavn m.fl. 2019b). I det nye udkast til Artikel 12 er bestanden opjusteret til 703 par, men angives desuagtet som faldende (Fredshavn m.fl. 2025b). Dette modstridende resultat vil blive afklaret før den endelige udgave af Artikel 12-afrapporteringen fremsendes til EU.

Udover ynglefuglene besøges Danmark af trækgæster fra yngleområder øst for landet, især ynglefugle fra Sverige, Finland og Rusland (se flyways i Scott & Rose 1996, Wetlands International 2022).

Forekomsten af arten i Danmark toppede førhen tydeligt i september, jf. data fra Tipperne (Meltofte & Clausen 2011) og reservattællingerne i 1990'erne (Clausen m.fl. 2004). Selvom der fortsat ses en top i september, så reduceres antallet kun i begrænset omfang i løbet af oktober og første halvdel af november (Christensen m.fl. 2022), men arten er i modsætning til flere af de andre svømmeænder stadig meget fåtallig om vinteren (Nielsen m.fl. 2024). Ved de seneste oktobertællinger (2020, 2022 og 2023) er der talt 7.148-8.137 fugle (Nielsen m.fl. 2024). Efterårsbestanden fluktuerer meget fra år til år, men der er en tendens til stigende forekomst fra 1980'erne og frem, dog med en stabilisering på et højere

niveau de senere år. Hele tidsperioden med vækst kan ses i Nielsen m.fl. (2024), mens udviklingen fra 1995 og frem med stagnering ses i Fig. 3.1.19.1A.

Flywaybestanden blev i AEWA CSR8 opgjort til 70.000-80.000 fugle (Wetlands International 2022). De nyeste indeksberegninger viser moderate fremgange i bestanden, både i den lange periode fra 1976-2023 og den 10-årige periode fra 2014-2023 (Wetlands International 2025a), hvor Fig. 3.1.19.1A viser udviklingen fra 1995 og frem. I forlængelse af disse analyser er et nyt bestands-estimat for denne bestand på 90.000 fugle fremlagt til den kommende AEWA CSR9 (Wetlands International 2025b).



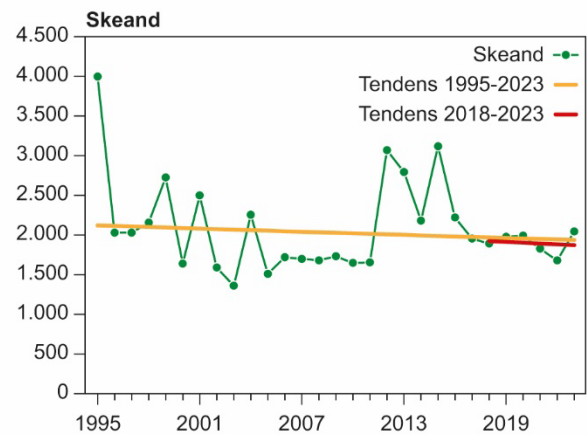
Figur 3.1.19.1A. Bestandsindeks for overvintrende skeænder i den samlede flywaybestand (IWC, Wetlands International 2025a) samt i Danmark i oktober (NOVANA, Nielsen m.fl. 2024) for perioden 1995/96 til 2022/23. Se uddybning i afsnittet om bestandsopgørelser.

Jagten i Danmark

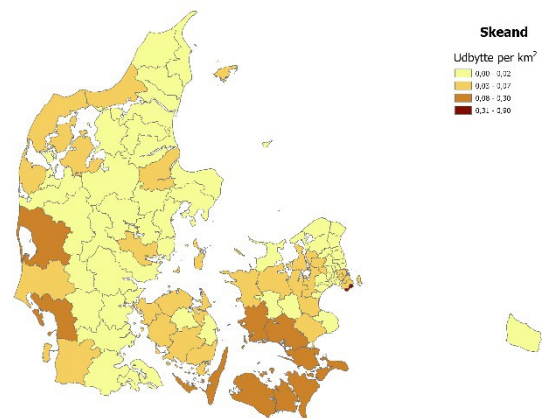
Jagtudbyttet fluktuerer betydeligt fra år til år, og har de seneste fem jagtsæsoner udgjort mellem 1.600 og 2.000 fugle. Ingen af de anførte tendenslinjer er signifikante, hvorfor udbyttet bedømmes som stabilt (Fig. 3.1.19.1B). Som påpeget af Madsen m.fl. (2022) kan noget af variationen i de tidlige år af tidsperioden skyldes, at estimeringen af udbyttet før 2013 var følsom overfor tilfældige udsving i de fremsendte vinger, der blev benyttet til at estimere udbyttet af indrapporerede nedlagte 'Andre svømmeænder'. Det særligt høje udbytte i 1995 er således næppe reelt.

Den geografiske fordeling af jagtudbyttet fra de seneste fem jagtsæsoner viser, at de fleste skeænder nedlægges i den nordlige del af Vadehavsregionen, i omegnen af Ringkøbing Fjord samt på Ærø, Langeland, Lolland, Falster, Møn og Sydsjælland (Fig. 3.1.19.2). Jagtudbyttets fordeling er både sammenfaldende med ynglebestandens nuværende udbredelse, hvor de fleste sikre ynglefokomster er Øerne i Sydøstdanmark (Vikstrøm & Moshøj 2020), og med efterårsforekomsten, hvor de fleste skeænder ses i de samme områder, men også i Vadehavet og ved Ringkøbing Fjord (Nielsen m.fl. 2023, 2024). I 2019/20 – 2023/24 udgjorde jagtudbyttet af skeand i september-oktober 77 %

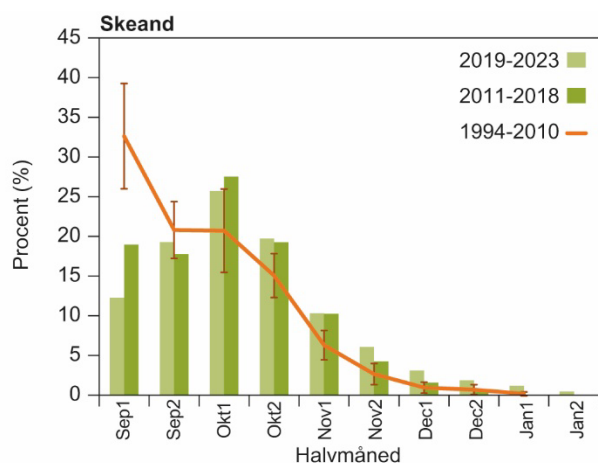
af det samlede udbytte, mens 21,5 % blev nedlagt i november-december og de resterende 1,5% i januar. For denne art er der i lighed med flere af de andre svømmeænder en udvikling, der tyder på, at flere fugle nedlægges senere på sæsonen end førhen (Fig. 3.1.19.3).



Figur 3.1.19.1B. Udbytte af skeand i jagtsæsonerne 1995/96 – 2023/24 (jagt, arten reguleres ikke) og tendenser i udbyttet for perioderne 1995-2023 og 2018-2023.



Figur 3.1.19.2. Geografisk fordeling af det estimerede udbytte af skeand som gennemsnitligt udbytte på kommuneplan i sæsonerne 2019/20 – 2023/24.



Figur 3.1.19.3. Tidsmæssig fordeling af nedlagte skeænder (kun jagt, arten reguleres ikke) vist som gennemsnit ($\pm 95\%$ CI) for jagtsæsonerne 1994/1995 – 2010/11, i 2011/12 – 2018/19 og 2019/20 – 2023/24.

Forvaltningsmæssige problemstillinger

Skeand er listet som Livskraftig (LC) både på verdensplan og i Europa (IUCN 2025). På den danske rødliste er ynglebstanden listet som Sårbar (VU), mens trækfuglebestanden er listet som Livskraftig (LC) (Moeslund m.fl. 2023). Flywaybestanden er pga. af dens størrelse og stabile udvikling aktuelt klassificeret i kategori B1 under Vandfugleaftalen (AEWA 2023). Dette foreslås opretholdt i udkastet til AEWA CSR9 (Wetlands International 2025b).

Alle svømmeænder vurderes generelt at være følsomme over for forstyrrelser forårsaget af jagt, og skeand gik markant frem i antal efter etableringen af forsøgsreservatet ved Ulvshale-Nyord (Madsen m.fl. 1995). Arten er også gået frem på flere lokaliteter i det udvidede reservatnetværk i 1990'erne, men især i Maribosøerne, som i 1990'erne var et af de vigtigste områder for arten. Det kan ikke udelukkes, at en stor del af fremgangen på det tidspunkt var drevet af et sørestaeringsprojekt i netop dette område, mere end af reservattiltag (Clausen m.fl. 2014). Ved de seneste oktobertællinger er de fleste skeænder talt i tilknytning til reservater, søer og naturgenoprettede områder omkring Roskilde Fjord, Amager, Præstø Fjord og Ulvshale-Nyord, Brændegård Sø, Arreskov Sø og Nørresø, i Vadehavet, i Lille Vildmose og Vejlerne (Nielsen m.fl. 2024).

Skeand er i lighed med spids- og pibeand også en art, der er følsom over for eutrofiering. Antallet af efterårsrastende skeænder faldt således markant i Ringkøbing Fjord i den periode, hvor bundvegetationen forsvandt fra store dele af fjordens lavvandede grunde (Meltofte & Clausen 2011). Der er dog endnu ikke regelmæssigt registreret større forekomster i fjorden, på trods af forbedrede forhold (Nielsen m.fl. 2023, 2024), måske fordi skeænderne i dag oftere ses ved Skjern Enge (Clausen m.fl. 2019).

For skeand er det nu vist fra Maribosøerne, at høj eutrofieringsgrad kan være en problemstilling i yngleområderne. Her responderede den ynglende bestand af skeænder positivt på ovennævnte restaureringstiltag, der bevirkede at søerne blev mere klarvandede og fik mere udbredt plantedække (Fox m.fl. 2025, se kort i Clausen m.fl. 2014). Da langt de fleste danske søer er betydeligt påvirkede af eutrofiering (Miljøministeriet 2023), kan det derfor ikke udelukkes, at dette er en betydelig problemstilling for skeand i Danmark. Madsen m.fl. (2022) påpegede, at årsager til den observerede nedgang i ynglebstanden ikke kendes. En mulig forklaring, der forsat kan være gældende fremgår dog af Madsen m.fl. (2022): *"Tilbagegangen synes dog at være mere udtalt i Jylland end på Øerne, så en mulig forklaring kan være, at skeand er følsom over for prædation fra ræv. Atlas II, hvor arten syntes mere udbredt, blev udført i årene 1993-1996, hvor rævebestanden i store dele af Jylland var decimeret på grund af udbrud af skab (Forchhammer & Asferg 2000). Til Artikel 12 er "Invasive arter" også indmeldt som en trussel mod skeand, med henvisning til effekter af et forsøg med bekæmpelse af amerikansk mink i Finland (Nordström m.fl. 2002)."*

Jagtens indflydelse på opnåelse af naturlig bærekapacitet

For skeand gælder den samme problemstilling som for pibeand; at grundlaget for en vurdering af jagtens betydning for at kunne opnå den naturlige bærekapacitet er utilstrækkeligt. Denne problemstilling er uddybet under pibeand, hvorfor der henvises til beskrivelsen for denne art.

Vurdering af gældende jagttid

I Danmark har rastebestanden såvel som jagtudbyttet været forholdsvis stabile de seneste år, hvorfor man, hvis der kun ses på udviklingen i disse antal, kan konstatere, at jagten måske kan bedømmes som bæredygtig ud fra en meget simpel betragtning.

Vildtforvaltningrådets målsætning om en stigende rastebestand (Madsen m.fl. 2024) er, ud fra et nationalt perspektiv, imidlertid kun opfyldt, hvis man inkluderer perioden før de mange nye reservater blev oprettet i 1990'erne, og hvor bestanden af skeænder gik frem (Clausen m.fl. 2013, Nielsen m.fl. 2024). De nyeste data fra Wetlands International (2025a, 2025b) indikerer, at flywaybestanden, der inkluderer Danmark, er i moderat fremgang, i lighed med den forrige vurdering (Wetlands International 2022), hvorfor rådets målsætning, hvis der benyttes et internationalt perspektiv, synes opfyldt.

Jagtudbyttet (2.000 fugle) synes dog forholdsvis højt i forhold til rastebestandens størrelse (8.000 fugle), selvom der ikke her kan tages højde for, hvor mange ænder, der trækker gennem landet, endsige hvornår de gør det. Det er derfor svært at bedømme om jagt kan have bidraget til nedgangen i ynglebstanden. Denne nedgang er, som nævnt ovenfor og bedømt ud fra atlasundersøgelserne, især sket i Jylland. Altså ikke i de områder, hvor de fleste skeænder yngede ved den seneste

kortlægning i 2014-2017. Denne vurdering er dog foretaget ud fra forholdsvis store regionale arealer. Det vides f.eks. ikke om skeænder, der jages i større jyske kommuner nedlægges ved fjordene eller i tilknytning til ferske ynglelokaliteter tidligt på jagtsæsonen. Hvis der skal tages et hensyn til ynglebestanden, synes der at være behov for en mere målrettet dataindsamling med henblik på at undersøge: hvordan skeand er udbredt som ynglefugl i dag; hvor stor ynglebestanden er; hvis muligt indsamle data på ynglesucces; en mere detaljeret kortlægning af hvor skeænder nedlægges; og bedre data på hvornår de nedlægges (fænologikurven i fig. 3.1.19.3 for 2019/20 - 2023/24 er kun baseret på gennemsnitligt 108 (min. 88 - maks. 137) indsendte vinger per år). Med et sådant datagrundlag vil det bedre kunne vurderes om jagtudbyttet primært rammer trækgæsterne, eller om større andele tages fra ynglebestanden.

Det samlede udbytte i 13 lande med indrapporterede udbytter til Artikel-12 afrapporteringen udgjorde i 2012-2017 344.400 fugle, hvoraf blot 1,4 % blev nedlagt i

Danmark. Det samlede udbytte domineres af Frankrig (76,8 %) og Spanien 10,5 %). En del af udbyttet tages dog fra en østligere flywaybestand, der overvintrer omkring Sortehavet og Middelhavet samt i Vestafrika. Den bestand blev af Wetlands International (2022) i AEWA CSR8 estimeret til 450.000-600.000 fugle og i fremgang på det tidspunkt. Estimatet er ikke foreslået ændret til den kommende AEWA CSR9 (Wetlands International 2025b).

Arten og begge flywaybestande er omfattet af EU-TFRB-arbejdet. Her har man lagt de to flywaybestande sammen med henvisning til, at der synes at være betydelige geografiske overlap. De foreløbige analyser for denne samlede bestand tyder på, at jagten på skeænder, der overvintrer i Europa, Nord- og Vestafrika ikke er bæredygtig og bør adresseres (Cruz-Flores m.fl. 2024a). Analysen er baseret på data, der ikke omfatter de nyeste data fra Wetlands International (2025a, 2025b).



Skeænder. Foto: Peter Bundgaard

3.1.20 Atlingand

Status for bestand og forvaltning		
Ynglebestand i Danmark	Seneste Artikel 12 (Fredshavn m.fl. 2019b): 150 par. Faldende (2007-2018) Nye udkast til Artikel 12 (Fredshavn m.fl. 2025b): 150 par. Stabil (2013-2023)	
Flywaybestand	Bestand: 1,0 – 1,8 mio. Langtidstrend (1991-2023): Moderat tilbagegang Korttidstrend (2014-2023): Usikkert (Wetlands International 2025a, 2025b).	
Gældende jagttid	Fra 2011/12: 1. sep – 31. dec desuden: 1. – 31. jan på fiskeriterritoriet	
Tidligere jagttid	1994/95- 1. sep – 31. dec 2010/11: desuden: 1. – 15. jan på fiskeriterritoriet	
Regulering	Nej - Ingen regulering	
Udbytte i Danmark	2022/23: 220 (87 jægere) 2023/24: 126 (55 jægere) (foreløbigt tal)	
Udbytte i EU	75.500 (gns. 2012-2017; 14/14 lande)	
Tendenser i jagtudbyttet	Ændring / år	Signifikans
1995-2023	2,0 %	NS
2018-2023	-15,2 %	*
Internationale og nationale listninger	DK rødliste: VU (ynglebestand); NA (trækbestand) Europæisk rødliste: LC Global rødliste: LC AEWA: C1	
Bestandsbegrænsende faktorer (yngle- og trækbestand)	Vildtforvaltningsrådets målsætningsnotat (Madsen 2025): Begrænser jagt/regulering bestanden (direkte/indirekte): ?/?. Forstyrrelsesfølsomhed (Høj) Artikel 12: Påvirkninger er relateret til levesteder (græsning og eutrofiering) EU-TFRB (vurdering af jagtryk i EU, Cruz-Flores 2024a): bæredygtig (jagt i Afrika ikke inkluderet)	
Forvaltningsplaner	Ingen	

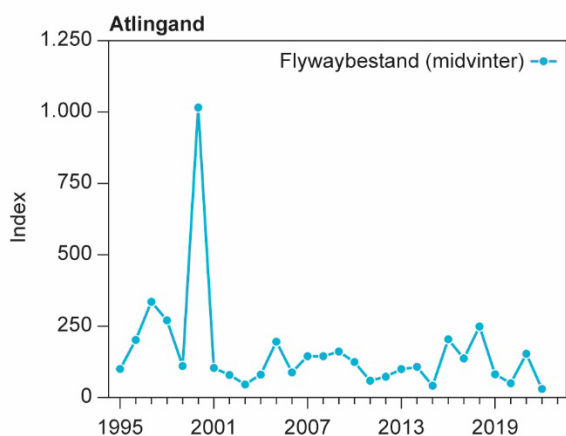
Forekomst og bestandsudvikling

Atlingand er en sjælden ynglefugl i Danmark. Ved de tre Atlas-undersøgelser er arten registreret som sikker eller sandsynlig ynglende i henholdsvis 114 25 km²-kvadrater i begyndelsen af 1970'erne, 109 i midten af 1990'erne og 88 i 2014-2017. Samtidig blev antallet af kvadrater med sikre ynglepar mere end halveret, fra 74 i den første undersøgelse til blot 32 i den sidste (Vikstrøm & Moshøj 2020). Ynglebestanden i Danmark varierer meget fra år til år, hvilket er beskrevet fra flere af landets vigtigste ynglelokaliteter, herunder Tøndermarsken (Clausen m.fl. 2016), Tipperne (Thorup 1998) og Vejlerne (Kjeldsen 2008).

Artens forekomst er blandt andet afhængig af den lokale nedbørsmængde om foråret, og atlingand forekommer i størst antal i våde forår (Kjeldsen 2008). Bestanden er i Artikel 12-rapporteringen opgjort til 150 par og som faldende (Fredshavn m.fl. 2019b). I det nye udkast til Artikel 12-rapport er bestanden fastholdt på samme niveau, og vurderet som stabil (Fredshavn m.fl. 2025b). Artens fænologi i Danmark er senest beskrevet af Christensen m.fl. (2022), hvor det ses, at atlingændernes antal mere end halveres fra august til september, hvor arten er meget fåtallig, hvorefter de sidste fugle ses i oktober. Vinterfund er decideret sjældne både i felten og i vingeundersøgelsen.

Den danske ynglebestand ligger i randen af artens udbredelse i Europa, hvor de tætteste og største ynglebestande findes i Rusland, Ukraine, Hviderusland og Estland (Keller m.fl. 2020), hvorfra fuglene trækker gennem Europa til overvintringsområder i Sahel-regionen i Vestafrika (se flyways i Scott & Rose 1996, Wetlands International 2022).

Den samlede flywaybestand blev i AEWA CSR8 opgjort til 1,0-1,8 mio. fugle (Wetlands International 2022). De nyeste indeksberegninger viser en moderat tilbagegang i bestanden i den lange periode fra 1991-2023, og en usikker, men måske faldende, udvikling i den 10-årige periode fra 2014-2023 (Wetlands International 2025a). Men bestandsestimatet på 1,0-1,8 mio. fugle fastholdes i udkastet til AEWA CSR9 (Wetlands International 2025b). Den beskrevne udvikling er baseret på data fra overvintringsområdet i Senegal, men der mangler nyere data fra andre betydelige områder østligere i Sahel. Fig. 3.1.20.1A viser bestandsudviklingen fra 1995 og frem, hvor udsvingene netop viser usikkerheden baseret på manglende data fra dele af Arika. Trækfuglebestanden overvåges ikke systematisk i Danmark, da langt de fleste atlingænder er trukket igennem landet, når svømmeænderne tælles i oktober.



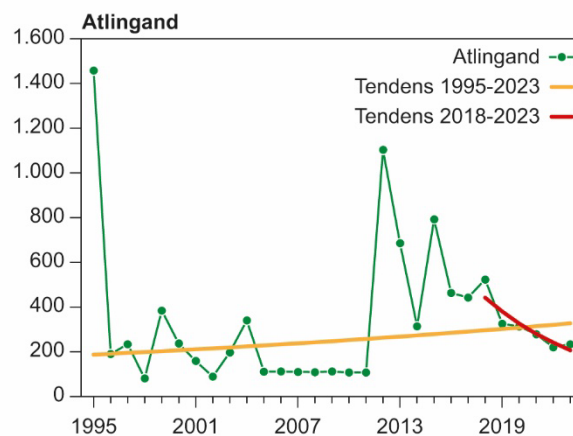
Figur 3.1.20.1A. Bestandsindeks for overvintrende atlingænder i den samlede flywaybestand (IWC, Wetlands International 2025a). Arten er så fåtallig i Danmark om efteråret og vinteren, at den ikke behandles i NOVANA-programmet. Se uddybning i afsnittet om bestandsopgørelser.

Jagten i Danmark

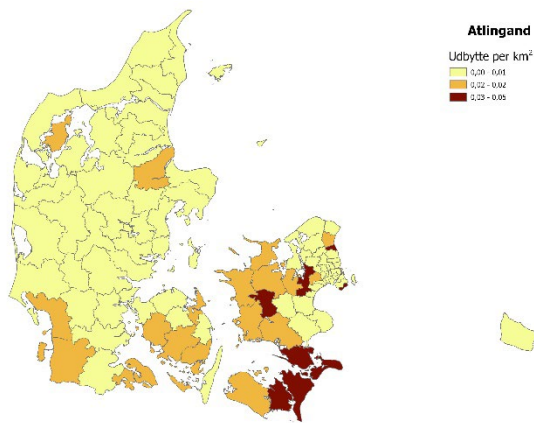
Jagtudbyttet har været faldende fra begyndelsen af 1970'erne (Asferg m.fl. 2016). I perioden fra 1995 og frem, der vurderes her, har udbyttet fra år til år været stærkt varierende, men overordnet set stabilt i den lange periode. Til gengæld har udbyttet været signifikant faldende i den korte periode fra 2018-2023 (Fig. 3.1.20.1B). I disse seks år blev der nedlagt mellem 220 og 523 fugle per jagtsæson. Som anført i tidligere rapporter, der har dannet grundlag for jagttidsrevisionerne, skal svingningerne i udbyttetallene tages med forbehold. De kan skyldes år til år udsving i atlingændernes træk gennem Danmark. Men da jagtudbyttet af

atlingand er relativt lavt, var opgørelsen af jagtudbyttet førhen følsomt overfor tilfældige udsving i de fremsendte vinger, der frem til 2006 dannede grundlag for opdeling af artsgruppen 'Andre svømmeænder' i jagtudbyttet. Siden da, hvor jægerne selv har indrapporteret arterne til vildtudbyttestatistikken, er der evt. problemer med fejlbestemmelse, hvis jægere forveksler arten med krikand, to arter der i september er næsten ens. I 2012 udgjorde udbyttet af atlingand næsten 2 % af det samlede udbytte af atlingand og krikand, hvilket formodentlig er et overestimat, når man ser på atlingands fænologi og det faktum, at tusindvis af krikænder opholder sig i Danmark i hele jagtsæsonen. Arten overvintrer i tropisk Afrika, og næsten alle gemeldte fugle ringmærket i Danmark, Sverige og Finland er truffet i Frankrig og Italien eller sydligere allerede fra oktober (Bønløkke m.fl. 2006, Fransson & Petterson 2001, Saurola m.fl. 2013).

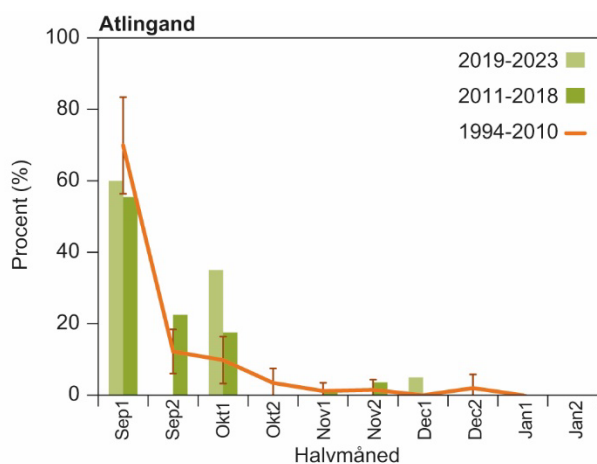
Den geografiske fordeling af jagtudbyttet fra de seneste tre år tyder på, at de fleste atlingænder nedlægges på Øerne øst for Lillebælt og især i Sydsjælland, på Møn, Falster og Lolland (Fig. 3.1.20.2). I 2019-2023 er omkring 64 % af jagtudbyttet af atlingand nedlagt i første halvdel af september og yderligere 24 % fra midten af september til midten af oktober, de resterende 12 % fra resten af jagtsæsonen (Fig. 3.1.20.3). Det skal dog bemærkes, at denne fordeling er baseret på et meget begrænset antal indsendte vinger. I de seneste fem jagtsæsoner 2019/20 – 2023/24 er der således blot indsendt 12 vinger fra i alt fra 1.370 nedlagte fugle.



Figur 3.1.20.1B. Udbytte af atlingand i jagtsæsonerne 1995/96 – 2023/24 (kun jagt, arten reguleres ikke) og tendenser i udbyttet for perioderne 1995-2023 og 2018-2023.



Figur 3.1.20.2. Geografisk fordeling af det estimerede udbytte af atlingand som gennemsnitligt udbytte på kommuneplan i sæsonerne 2019/20 – 2023/24.



Figur 3.1.20.3. Tidsmæssig fordeling af nedlagte atlingænder (jagt) vist som gennemsnit ($\pm 95\%$ CI) for jagtsæsonerne 1994/1995 – 2010/11, i 2011/12 – 2018/19 og 2019/20 – 2023/24.

Forvaltningsmæssige problemstillinger

Atlingand er ikke truet på verdensplan og listet som Livskraftig (LC) både på verdensplan og i Europa (IUCN 2025). Den listes som Sårbar (VU) ynglefugl på den danske rødliste, mens trækfuglebestandens status ud fra IUCNs kriterier ikke er relevant at bedømme (NA) (Moeslund m.fl. 2023). Den vestsibiriske-europæiske-vestafrikanske flywaybestand er pga. af dens størrelse og bestandsudvikling listet i kategori C1 under Vandfugleaftalen (AEWA 2023). Dette ændres der ikke på i udkastet til AEWA CSR9 (Wetlands International 2025b).

Atlingand er givetvis lige så følsom overfor forstyrrelser forårsaget af jagt, som de andre svømmeænder er, men da arten stort set er trukket ud af landet, når jagten påbegyndes, indgår den ikke i reservatundersøgelserne, der er omtalt under de andre arter.

For ynglebestanden er det ikke sikkert, man kan "forvalte sig til flere", da antallet af ynglepar er så vejrafhængigt, som det ofte er for randbestande (det samme gælder f.eks. sortterne, en anden randbestand, i Vejlerne (Kjeldsen 2008)).

Vurdering af gældende jagttid

Der er ofte udtrykt en bekymring for, om jagten påvirker den danske ynglebestand. Den geografiske fordeling af jagtudbyttet er de seneste år domineret af områder, der ligger væk fra de større ynglebestande, som findes i Nord- og Vestjylland samt ved Vadehavet. Selv på Øerne er der intet sammenfald mellem områder med sikre yngleforekomster (Vikstrøm & Moshøj 2020) og de kommuner, hvor flest atlingænder nedlægges. Ergo må det antages, at næsten alle nedlagte atlingænder er trækfugter.

Hovedparten af flywaybestanden trækker syd om Danmark (Grell 1998), hvilket også underbygges af internationale genmeldingsdata fra ringmærkningen (Spina m.fl. 2022), hvorfor det kun er en lille del af bestanden, der er eksponeret for jagt i Danmark.

14 lande indrapporterede jagtudbytte til Artkel-12 af-rapporteringen i 2019. Af det samlede udbytte på 75.500 fugle, udgjorde det danske blot 0,8 %.

Udviklingen i bestandsstørrelsen i det tidlige efterår er ukendt, hvorfor det ikke kan vurderes, om Vildtforvaltningsrådets målsætning om en stigende bestand er opfyldt for rastebestanden (Madsen m.fl. 2025), men som nævnt ovenfor påvirkes ynglebestanden i Danmark næppe. Set i et internationalt perspektiv vurderes det, at jagten i Danmark er bæredygtig på grund af det beskedne antal, der nedlægges fra en meget stor flywaybestand. Det danske udbytte kan således næppe bidrage til den mulige nedgang, der er i flywaybestanden.

Arten og den flywaybestand, der trækker gennem Europa, er omfattet af EU-TFRB-arbejdet. Her tyder foreløbige analyser på, at jagten på atlingand er bæredygtig, dog uden at det har været muligt at inddrage jagtudbytter fra Afrika (Cruz-Flores m.fl. 2024a). Analyserne er endvidere baseret på data, der ikke omfatter de nyeste opdateringer fra Wetlands International (2025a, 2025b).

3.1.21 Troldand

Bestands- og jagtforhold	Status
Ynglebestand i Danmark	Seneste Artikel 12 (Fredshavn m.fl. 2019b): 524 par. Faldende (2007-2018) Nye udkast til Artikel 12 (Fredshavn m.fl. 2025b): 482 par. Fluktuerende (2010-2023)
Flywaybestand	Bestand: 800.000-1.000.000. Langtidstrend (1969-2023): Moderat fremgang Korttidstrend (2014-2023): Stabil (Wetlands International 2025a, 2025b).
Gældende jagttid	Fra 1994/95: 1. okt – 31. jan
Tidligere jagttid	1967/68-1993/94: 1. okt – 29. feb
Udbytte i Danmark 2014/15	2022/23: 2.600 (551 jægere) 2023/24: 2.881 (537 jægere) (foreløbigt tal)
Tendens i jagtudbyttet	Ændring / år Signifikans
1995-2023	+0,6 % NS
2018-2023	-6,0 % NS
Internationale/nationale aftaler, konventioner, rødlister m.v.	DK rødliste: NT (ynglebestand), VU (trækbestande) Europæisk rødliste: NT Global rødliste: LC AEWA: B2c
Bestandsbegrænsende faktorer (yngle- og trækbestand)	Vildtforvaltningsrådets målsætningsnotat (Madsen 2025): Begrænser jagt/regulering bestanden (direkte/indirekte): Sandsynligvis ikke / Nej Forstyrrelsesfølsomhed (Høj) Artikel 12: Jagt og fiskeri/bifangst (Middel) EU-TFRB (vurdering af jagtryk i EU, Cruz-Flores m.fl. 2024a): bæredygtig (NV Europa) bæredygtig (Central Europa og Sortehav/Middelhav)
Forvaltningsplaner	Ingen

Forekomst og bestandsudvikling

Troldand forekommer i Danmark både ynglende, på træk og som overvintrende med flest fugle om vinteren. Arten yngler over hele landet, dog kun fåtalligt i Vestjylland og med de største tætheder i Østjylland og på Øerne (Vikstrøm & Moshøj 2020). Den danske ynglebestand er i tilbagegang både på kort (2014-2023) og på lang sigt (1986-2023) (Vikstrøm m.fl. 2023), og ynglebestanden er på den seneste nationale Rødliste kategoriseret som Næsten Truet (NT) (Moeslund m.fl. 2023). Den danske ynglebestand blev i Artikel 12 opgjort til 524 par i 2018 (Fredshavn m.fl. 2019b). Det foreløbige estimat til næste Artikel 12-rapport er 482 par, hvor bestanden er vurderet som fluktuerende (Fredshavn m.fl. 2025b).

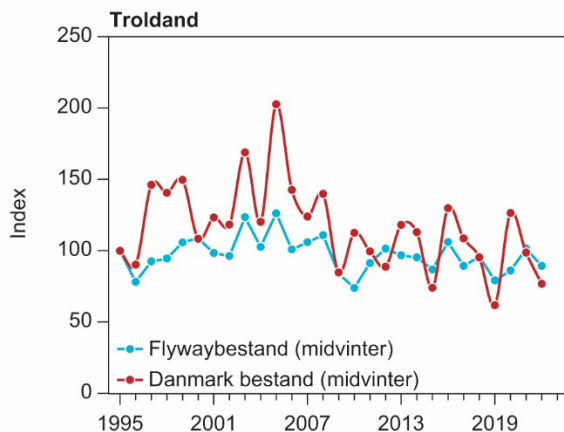
Den overvintrende bestand i Danmark blev i 2023 opgjort til 117.000 fugle og på fire landsdækkende midvintertællinger foretaget i perioden 2013-2023 blev der registreret 91.200-117.000 fugle (Nielsen m.fl. 2024). Baseret på de årlige, reducerede (optællinger i en række indeksområder) midvintertællinger er artens bestandsudvikling på kort sigt (2012-2023) beregnet som værende

stabil og på lang sigt (1987-2023) som værende i moderat tilbagegang (Fig. 3.1.21.1A, Nielsen m.fl. 2024). Den overvintrende bestand er på den danske Rødliste kategoriseret som 'Sårbar' (VU), hvilket skyldes en tilbagegang på over 30 % over tre generationer (22 år) baseret på de reducerede midvintertællinger (Moeslund m.fl. 2023).

Den samlede nordvesteuropæiske flywaybestand af troldand udgør 800.000-1.000.000 individer (Wetlands International 2025b). Bestanden har på lang sigt været i moderat fremgang (1969-2023) og på kort sigt stabil (2014-2023) (Fig. 3.1.21.1A, Wetlands International 2025a).

Arten forekommer ved midvinter over hele landet, men med langt de største flokke i den østlige del af landet, hvor flokke >10.000 fugle forekommer i de fleste vintre (Nielsen m.fl. 2024). Arten forekommer primært i ferskvand, men kan også træffes i brakvand. Om vinteren findes troldænder almindeligt i ofte meget store flokke i søer og fjorde.

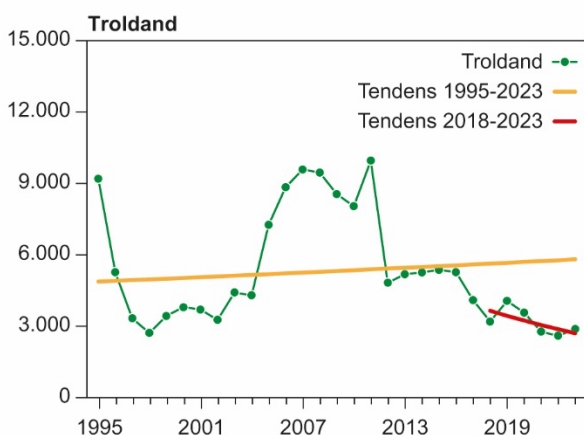
Arten har forskudt sit overvintringsområde mod nord-øst (Lehikoinen m.fl. 2013). I Sverige er antallet af overvintrende troldænder steget fra 52.197 i 1971 til 225.000 i 2004 og 182.000 i 2015. Samtidigt er en større del af fuglene flyttet fra det sydlige Sverige længere mod nord og øst til skærgårdene og til områderne omkring Øland og Gotland (Nilsson & Haas 2016).



Figur 3.1.21.1A. Bestandsindeks for overvintrende troldand i den samlede flywaybestand (IWC, Wetlands International 2025a) samt i Danmark (NOVANA, Nielsen m.fl. 2024) for perioden 1995/96 til 2022/23. Se uddybning i afsnittet om bestandsopgørelser.

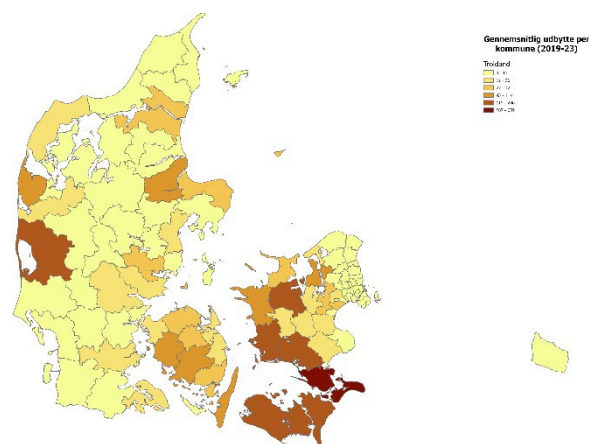
Jagten i Danmark

Det årlige udbytte af troldand har i perioden 2012-2023 ligget mellem 2.600 og 5.400 med færrest fugle i slutningen af perioden (Figur 3.1.21.1B). Overordnet set har det årlige udbytte været stabilt i perioden 1995-2023, dog med en periode fra 2005-2011 med et højere niveau. På kort sigt 2018-2023 har udbyttet været nedadgående dog uden at være signifikant.



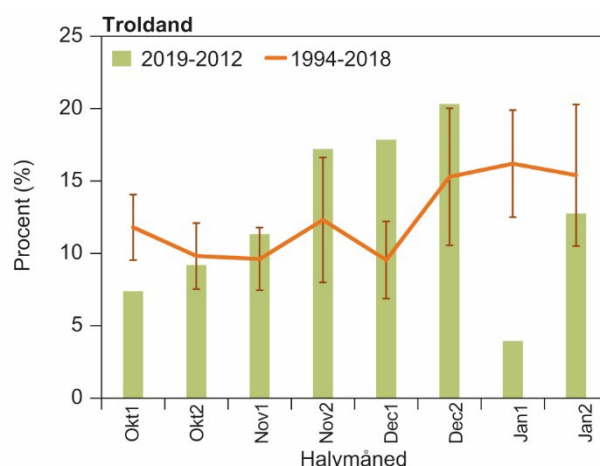
Figur 3.1.21.1B. Udbytte af troldand i jagtsæsonerne 1995/96 – 2023/24 og tendenser i udbyttet for perioderne 1995-2023 og 2018-2023.

Geografisk er det største jagtudbytte af troldand i den østlige del af landet med flest på Sydsjælland, Lolland, Falster og Møn (Figur 3.1.21.2). En fordeling, der stemmer nogenlunde overens med artens fordeling på midvintertællingerne.



Figur 3.1.21.2. Geografisk fordeling af jagtudbyttet af troldand vist som gennemsnitligt udbytte på kommuneplan i sæsonerne 2019/20 – 2023/24.

I perioden 1994-2018 var udbyttet af troldænder nogenlunde jævnt fordelt over jagtsæsonen, dog med lidt større udbytter fra medio december til udgangen af januar (Figur 3.1.21.3). I perioden 2019-2023 ses en stigende tendens fra oktober til udgangen af december, hvorefter andelen falder i januar (Figur 3).



Figur 3.1.21.3. Tidsmæssig fordeling af nedlagte troldænder (jagt, arten reguleres ikke) vist som gennemsnit ($\pm 95\%$ CI) for jagtsæsonerne 1994/1995 – 2018/19 og i 2019/20 – 2023/24.

Forvaltningsmæssige problemstillinger

Troldand er kategoriseret som Livskraftig (LC) på verdensplan, men som Nært Truet i den europæiske rødliste (IUCN 2025). På den danske rødliste er trækfuglebestanden anført som Sårbar (VU) (Moeslund m.fl. 2023). Den nordvesteuropæiske flywaybestand er i AEWAs CSR8 listet i kategori B2c under Vandfugleaftalen (AEWA 2023), en listning der foreslås opretholdt i den kommende AEWAs CSR9 (Wetlands International 2025b). Denne listning muliggør jagt på arten, men det skal sikres, at jagten udøves bæredygtigt.

Vurdering af gældende jagttid

Det danske jagtudbytte har gennem perioden 1995-2023 varieret meget, men med et gennemsnitligt, årligt udbytte på omkring 5.000 fugle. Udbyttet er relativt beskedent i forhold til størrelsen af den samlede flywaybestand på omkring 1 million individer.

Den danske ynglebestand vurderes at være i tilbagegang (Vikstrøm m.fl. 2023), og da kun dele af bestanden trækker videre til Vesteuropa (Bønløkke m.fl. 2006), vil der potentielt blive nedlagt danske ynglefugle i

forbindelse med jagt i Danmark. I forhold til det samlede antal af overvintrende troldænder udgør de danske ynglefugle dog kun en lille andel.

Arten og den norvesteuropæiske flywaybestand er omfattet af EU-TFRB-arbejdet, der vurderer jagten som værende bæredygtig (Cruz-Flores m.fl. 2024a). Analysen er baseret på data, der ikke omfatter de nyeste data fra Wetlands International (2025a, 2025b).



Troldand. Foto: Kevin Kuhlmann Clausen

3.1.22 Bjergand

Bestands- og jagtforhold	Status	
Ynglebestand i Danmark	Yngler ikke i Danmark	
Flywaybestand	Bestand: 240.000-280.000 Langtidstrend (1976-2023): Moderat fremgang Korttidstrend (2014-2023): Stabil (Wetlands International 2025a, 2025b).	
Gældende jagttid	Fra 1994/95:	1. okt – 31. jan
Tidligere jagttid	1967/68-1993/94:	1. sep – 29. feb.
Regulering	Nej - Ingen regulering	
Udbytte i Danmark	2022/23: 282 (80 jægere) 2023/24: 164 (70 jægere) (foreløbigt tal)	
Udbytte i EU	550 (gns. 2012-2017; 3/5 lande)	
Tendenser i jagtudbyttet	Ændring / år	Signifikans
1995-2023	-1,4 %	NS
2018-2023	-14,3 %	*
Internationale/nationale aftaler, konventioner, rødlistes m.v.	DK rødliste: NT (trækbestand) Europæisk rødliste: LC Global rødliste: LC AEWA: C1	
Bestandsbegrænsende faktorer (trækbestand)	Vildtforvaltningsrådets målsætningsnotat (Madsen 2025): Begrænser jagt/regulering bestanden (direkte/indirekte): Sandsynligvis ikke/Muligvis Forstyrrelsesfølsomhed (Høj) Artikel 12: Jagt og fiskeri/bifangst (Middel) EU-TFRB (vurdering af jagttryk i EU, Cruz-Flores m.fl. 2024b): bæredygtig (Vesteuropa overvintrende bestand)	
Forvaltningsplaner	EU-forvaltningsplan 2009 (European Commission 2009, ingen juridisk status)	

Forekomst og bestandsudvikling

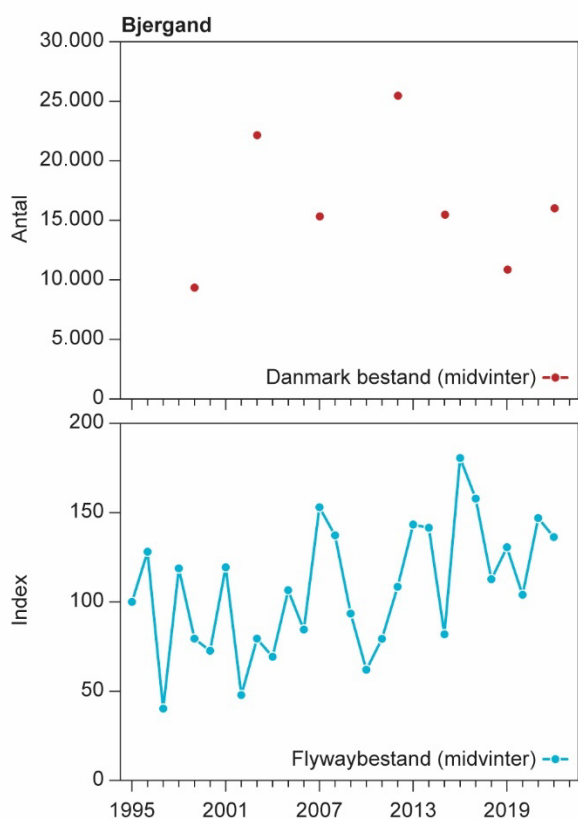
Bjergand forekommer i Danmark som træk- og vintergæst. Arten har tidligere været en meget sjælden ynglefugl, med få par i det nordvestlige Jylland, men den seneste registrerede yngleforekomst er fra 1988.

Den overvintrende bestand i Danmark varierer betydeligt fra år til år. Ved den seneste tælling i 2023 blev der talt godt 16.000 fugle, mens der ved seks andre landsdækkende midvintertællinger foretaget i perioden 2010-2020 blev registreret mellem 9.400 og 25.500 fugle Nielsen m.fl. (2024) (Fig. 3.1.22.1A). Artsens bestandsudvikling blev i Nielsen m.fl. (2024) betegnet som faldende for perioden 1968-2023 og fluktuerende for perioden 2013-2023. Bjergænder er ret vanskelige at optælle. De fouragerer om natten, og foretager dag-rast i større flokke, og flokkes placering kan variere fra dag til dag. Fugle, der forekommer i søer og nor, er lettere at optælle end de flokke, der befinder sig på havet, hvor afstand fra kysten og store variationer i både placering

og antal fra dag til dag kan vanskeliggøre præcise optællinger. Det forventes, at dette er en betydelig del af årsagen til de store fluktuationer i de registrerede antal fra år til år.

Den samlede flywaybestand af bjergand tæller 240.000-280.000 individer (Wetlands International 2025b) og omfatter ynglebestande i det nordlige Skandinavien og Rusland (se flyways i Scott & Rose 1996, Wetlands International 2022). Bestanden beskrives som stabil i perioden 2014-2023, men i moderat fremgang over den længere periode 1976-2023 (Wetlands International 2025a). Fig. 3.1.22.1B viser bestandsudviklingen fra 1995 og frem. Bestandsudviklingen over artens geografiske overvintringsområde er meget forskellig, med faldende antal i artens sydvestlige vinterudbredelse (Italien, Frankrig, Storbritannien, Irland og Holland) og stigende antal i dens nordøstlige overvintringsområde (Tyskland, Sverige, Polen, Estland), baseret på data fra perioden 2008-2019 (Marchowski m.fl. 2020).

Arten forekommer i koncentrationer relativt få steder i Danmark. Mange lokaliteter er søer og nor, hvor bjergænder dag-raster. Andre befinder sig på det åbne hav om dagen. Det formodes at langt den største del af fuglenes fouragering foregår på havet og at det sker om natten. Fugle fra søer og nor flyver ud på havet ved mørkets frembrud, og kommer tilbage til søerne før daggry. Bjergænder på dag-rast kan forekomme i store flokke (>1.000 individer). Bjergand forekommer i Danmark primært langs Jyllands østkyst (Ålborg Bugt, på Sydfyn og omkring Sjælland og Lolland-Falster (Nielsen m.fl. 2024). Tidligere forekom arten også i stort antal i Lillebælt, men her er arten kun set i mindre antal de senere år.

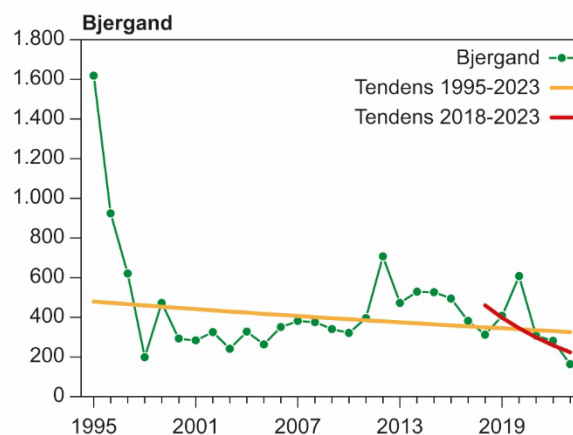


Figur 3.1.22.1A. Antal af overvintrende bjergænder, talt ved landsdækkende midvintertællinger 2000-2023 (NOVANA, Nielsen m.fl. 2024), og **B.** Bestandsindeks for overvintrende bjergand i den samlede flywaybestand (IWC, Wetlands International 2025a). Se uddybning i afsnittet om bestandsopgørelser.

Jagten i Danmark

Det årlige antal af nedlagte bjergænder i Danmark er i perioden fra 1995 og frem faldet markant og brat. I 1995 blev der nedlagt mere end 1.600 individer, faldende til godt 900 i 1996 og til godt 600 i 1997. I perioden 2000 - 2011 stabiliseredes udbyttet på årligt 200-400 individer, hvorefter antallet af nedlagte fugle steg til ca. 400 - 700 fra 2012 - 2016, med et efterfølgende fald til et niveau på 300-400 individer. Det laveste antal blev nedlagt i 2023, hvor 164 individer blev skudt. (Fig. 3.1.22.1C). Den nationale udvikling i udbyttets størrelse var

faldende over perioden fra 1995-2023 (-1,4 % pr. år), med et kraftigere fald fra 2018-2023 (-14,4 % pr. år).



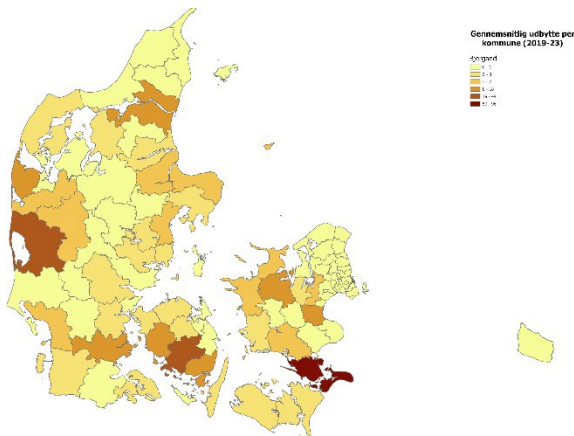
Figur 3.1.22.1C. Jagtudbyttet af bjergand i jagsæsonerne 1995/96 - 2022/23 og tendenser i jagtudbyttet af 1995-2023 og 2018-2023.

Den geografiske fordeling af udbyttet af bjergand er koncentreret i de centrale og østlige dele af landet, med Fyn, Sydøstjylland, Ålborg Bugt, Sydøstsjælland og Vestsjælland som de vigtigste områder. Der blev desuden nedlagt bjergænder i de vestjyske fjorde og i Limfjorden i perioden fra 2019 til 2023 (Figur 3.1.22.2).

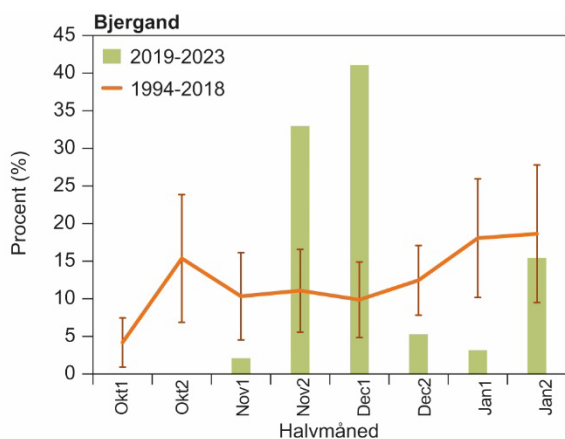
Jagtformerne kan klassificeres i kategorierne 'opsøgende jagt' og 'stationær jagt', hvor jægeren f.eks. sidder på morgentræk eller aftentræk. Den stationære jagt foregår fortrinsvis på morgen- eller aften-træk, og ofte ved søer eller nor. Den opsøgende jagt foregår fortrinsvis fra motoriseret båd på havet.

I AU's analyser af vinger fra nedlagte bjergænder angives jagtformen for de pågældende fugle. Der er i perioden fra 1993 til 2019 angivet en specifik jagtform for i alt 294 fugle. I ovennævnte periode udgjorde den stationære jagt 64 % af udbyttet, mens 31 % af udbyttet blev nedlagt ved opsøgende jagt. De resterende 5 % blev nedlagt ved andre jagtformer.

Den sæsonmæssige variation i antallet af nedlagte bjergænder, analyseret for perioden 1994-2018, indikerer, at antallet steg over sæsonen, med mindre end 5 % nedlagt i første halvdel af oktober, stigende til 10-15 % fra sidste halvdel af oktober til sidste halvdel af december. Derefter sås en stigning til omkring 18 % af det årlige udbytte i både første og anden halvdel af januar (Fig. 3.1.22.3). Når man analyserer data fra perioden 2019-2023, ses en tendens til en top i udbyttet i sidste halvdel af november (33 %) og første halvdel af december (41 %) og en mindre top i sidste halvdel af januar (15 %).



Figur 3.1.22.2. Geografisk fordeling af jagtudbyttet af bjergand vist som det gennemsnitlige udbytte på kommuneplan i sæsonerne 2019-2022. Udbyttet er delvist nedlagt på søterrioriet og tilskrevet nærmeste kommune.



Figur 3.1.22.3. Tidsmæssig fordeling af udbyttet af bjergand i Danmark for hhv. perioden 2019-2023 (søjler) og perioden 1994-2018 (linje), opgjort på halvmåned.

Forvaltningsmæssige problemstillinger

Jagt og bifangst i fiskeredskeber beskrives som værende de væsentligste påvirkningsfaktorer for overvintrende bjergænder i danske og europæiske farvande (Zydelis m.fl. 2009, Fredshavn m.fl. 2019b, Marchowski m.fl. 2019).

Bjergand er klassificeret som Livskraftig (LC) på både den globale og europæiske rødliste (IUCN 2025), mens den på den danske rødliste er anført som Næsten Truet (NT) (Moelsund m.fl. 2023). Under Vandfugleaftalen er bjergand efter AEWA CSR8 aktuelt klassificeret til kategori C1 (AEWA 2023). Denne klassificering foreslås opretholdt i AEWA CRS9 (Wetlands International 2025b).

Klimaforandringer og stadig mildere vintre kan have stor indflydelse på antallet af overvintrende bjergænder i Danmark. Mens bestanden faldt i lande syd og vest for Danmark i perioden 1988-2018, var den stigende i

landene omkring Østersøen (Marchowski m.fl. 2020). Det er derfor ikke usandsynligt, at antallet af overvintrende bjergænder i Danmark kan falde over de kommende årtier.

Der er udarbejdet en EU forvaltningsplan for bjergand for perioden 2009-2011 (European Commission 2009). Planen er ikke længere i funktion, og indeholdt ikke lovgivningsmæssigt bindende forpligtigelser for medlemslandene.

Jagtens indflydelse på den naturlige bærekapacitet

Som tidligere præciseret er det selv for en kystnær art som pibeand, svært at forholde sig til den naturlige bærekapacitet. Det er endnu sværere for bjergand, en art der overvintrer i de marine områder, hvor vi f.eks. har et begrænset kendskab til artens fødevalg i overvintningsområderne, daglige energiforbrug og fødeindtag, fødetætheder og -mængder. Ergo kan vi ikke estimere, om arten kan være begrænset i vinterkvarteret. Kendskabet til bestandsregulerende faktorer i yngleområderne er endnu mere begrænset.

Vurdering af gældende jagttid

Med et årligt antal på under 350 fugle vurderes effekten af det nuværende jagtudbytte på den danske bestand og på flywaybestanden at være begrænset. Bjergænder forekommer om vinteren i store, tætte flokke, både i søer og nor samt på havet. Drivjagt på store flokke kan forårsage en betydelig forstyrrelse og kan potentielt have indflydelse på fuglenes kondition og dermed deres reproduktions- og overlevelsesrate. Effekten af en sådan forstyrrelse på bestandsniveauet er dog vanskelig at kvantificere.

Arten og den flywaybestand, der berører Danmark, er omfattet af EU-TFRB-arbejdet, som vurderer at jagten på bjergand er bæredygtig (Cruz-Flores m.fl. 2024b). Analysen er baseret på data, der ikke omfatter de nyeste data fra Wetlands International (2025a, 2025b).



Bjergand. Foto: Rasmus Due Nielsen.

3.1.23 Ederfugl

Status for bestand og forvaltning		
Ynglebestand i Danmark	Nyeste bestandsopgørelse (Christensen & Bregnballe 2024): 16.500-17.500 par. Nye udkast til Artikel 12 (Fredshavn m.fl. 2025b): ovenstående par. Faldende (2012-2013)	
Flywaybestand	Bestand: 930.000 Langtidstrend (1980-2023): Moderat tilbagegang Korttidstrend (2014-2023): Moderat tilbagegang (Wetlands International 2025a, 2025b).	
Gældende jagttid	Fra 2022/23: Men ingen jagtudøvelse i 17 fuglebeskyttelsesområder udpeget for arten	1. okt – 31. jan (kun hanner)
Tidligere jagttid	2014/15-2021/22: 2011/12-2013/14:	1. okt – 31. jan (kun hanner) Han: 1. okt – 31. jan Hun: 1. okt – 30. nov
Regulering	Nej - Ingen regulering	
Udbytte i Danmark	2022/23: 15.876 (1.041 jægere) 2023/24: 11.760 (787 jægere) (foreløbigt tal)	
Udbytte i EU	42.300 (gns. 2012-2017; 4/4 lande)	
Tendenser i jagtudbyttet	Ændring / år	Signifikans
1995-2023	-6,5 %	***
2018-2023	-15,4 %	*
Internationale og nationale listninger	DK rødliste: NT (ynglebestand); NT (trækbestand) Europæisk rødliste: EN Global rødliste: NT AEWA: A4	
Bestandsbegrænsende faktorer (yngle- og trækbestand)	Vildtforvaltningsrådets målsætningsnotat (Madsen 2025): Begrænser jagt/regulering bestanden (direkte/indirekte): Sandsynligvis ikke / Muligvis Forstyrrelsesfølsomhed (Middel) Artikel 12: Jagt, skibstrafik, rekreative aktiviteter, fiskeri/bifangst og konkurrence (Middel) Prædation (Lehikoinen m.fl. 2022)	
Forvaltningsplaner	AEWA: ISSAP-handlingsplan udarbejdet (Lehikoinen m.fl. 2022) AEWA: AHMP forvaltningsplan, under udarbejdelse. AEWA: European Seaduck International Working Group etableret i 2020	

Forekomst og bestandsudvikling

Ederfugl forekommer i Danmark både som ynglefugl, på træk og overvintrende. Antallet af ynglende ederfugle har overordnet set været stabilt i perioden fra 1990 til 2010, hvor der blev anslået en bestand på omkring 25.000 par (Christensen & Bregnballe 2011), men en landsdækkende optælling i 2020-2022 viste en tilbagegang til omkring 17.000 par, svarende til en gennemsnitlig årlig nedgang på 4,6 % over den seneste tiårsperiode (Christensen & Bregnballe 2024). Ynglebestanden er gået tilbage i de fleste dele af landet, særligt kraftigt i Bælthavet og Østersøen, mens den er gået frem i Limfjorden og Nordsjælland.

Den samlede flywaybestand af ederfugle omfatter ynglefugle fra Østersøen, Sydnorge, Danmark, Tyskland og Holland, Storbritannien og Irland. Overordnet er bestanden gået kraftigt tilbage med op mod 50 % i perioden 1990-2010 og vurderes fortsat at være i kraftig tilbagegang (Lehikoinen m.fl. 2022, Wetlands International 2025a, Fig. 3.1.23.1A). Den nyeste statusvurdering for Østersøen estimerer en tilbagegang på 80 % i ynglebestanden og 75 % i den overvintrende bestand i perioden 1990-2021 (HELCOM 2023). Andelen af ungfugle og andelen af gamle hunner blandt ederfugle nedlagt i Danmark har været faldende siden 1990'erne (Lehikoinen m.fl. 2008), hvilket indikerer, at en øget dødelighed blandt hunner og en generelt faldende reproduktion,

som ikke er relateret til jagt, sandsynligvis har været medvirkende årsager til den nedadgående bestandsudvikling. Dette støttes af omfattende modelberegninger (Tjørnløv m.fl. 2019, 2020). Andelen af hunner i vildtudbyttet er faldet fra ca. 40 % før 1990'erne til ca. 25 % frem til 2013, og et fald i andelen af hunner under forårstrækket gennem Østersøen er dokumenteret ved trækfugletællinger i perioden 2013-2023 (Berg & Bregnballe 2020, P. Berg & T. Bregnballe unpubl. data). Siden 2020 har andelen af hunner blandt voksne fugle i trækællingerne ligget på 28-30 %. Den væsentligste årsag til overdødelighed blandt hunner, og dermed til bestandsnedgangen, regnes for at være prædation af rugende hunner, særligt fra havørn, mink og mårhund (Lehikoinen m.fl. 2022). Særligt prædationen fra havørn er steget efterhånden som havørnebestanden er vokset, og det høje prædationstryk har bredt sig fra Finland til Sverige og er nu også ved at blive et problem i Danmark (Christensen m.fl. 2024).

De danske farvande udgør et meget vigtigt raste- og overvintringsområde for ederfugle i den samlede flywaybestand. Det seneste estimerede totaltal for rastende ederfugle i vinterperioden baseret på landsdækkende optællinger har vist, at der i 2016 opholdt sig 396.000-592.000 ederfugle i danske farvande (Holm m.fl. 2018, Nielsen m.fl. 2019) ud af det samlede Østersø-estimat på 650.000 (592.000-714.000) fugle (I.K. Pedersen pers. medd.). Det vides ikke hvor mange fugle der samme vinter var i de dele af Det Keltiske Hav og britiske dele af Nordsøen, som også indgår i flywaybestanden, men Wetlands International (2025b) har opdateret bestandsestimat på 930.000 fugle for hele bestanden. I de seneste år indikerer datafremskrivning, at det overvintrende antal ederfugle også i danske farvande er faldende (Fig. 3.1.23.1A).

Jagten i Danmark

Udbyttet af ederfugle har de sidste 20-25 år udvist en markant tilbagegang, fra godt 100.000 årligt til under 20.000 årligt de seneste sæsoner (Fig. 3.1.23.1B). Der skydes traditionelt flest ederfugle i det Sydfynske Øhav, bælteerne, Isefjord og Kattegat/Ålborg bugt (Fig. 3.1.23.2).

Jagt på de yngledygtige hunner er siden 2004/05 blevet begrænset ad flere omgang, og fra 2014/15 har der kun været jagt på ederfuglehanner. De indførte ændringer har betydet, at udbyttet er faldet til et niveau på ca. 15.000- 20.000 fugle årligt. I 2004/05, hvor hunnerne blev fredet i perioden 15. januar til 15. februar, medførte dette et estimeret fald i udbyttet på 10.400 hunner per år. Fra 2011/12, hvor hunnerne blev fredet fra 1. december og sæsonen ud, medførte dette, at udbyttet faldt med yderligere ca. 3.800 hunner per år.

Det sæsonmæssige mønster i afskydningen af ederfugl siden fredningen af hunner i 2014 har ændret sig sammenlignet med perioden før 2014, hvor både hunner og hanner kunne jages. Før 2014 blev de fleste ederfugle

udpræget skudt i starten og slutningen af jagtsæsonen. Efter fredningen af hunner i 2014 fordeler afskydningen sig mere jævnt og med små tal frem til og med december, hvorefter jagten intensiveres i januar, hvor næsten 50 % af årets udbytte nedlægges (Fig. 3.1.23.3).

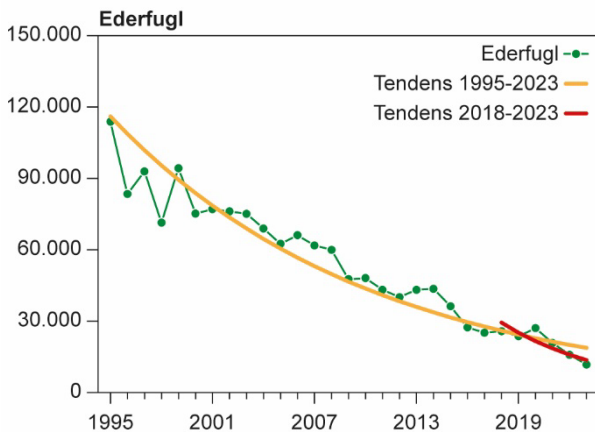
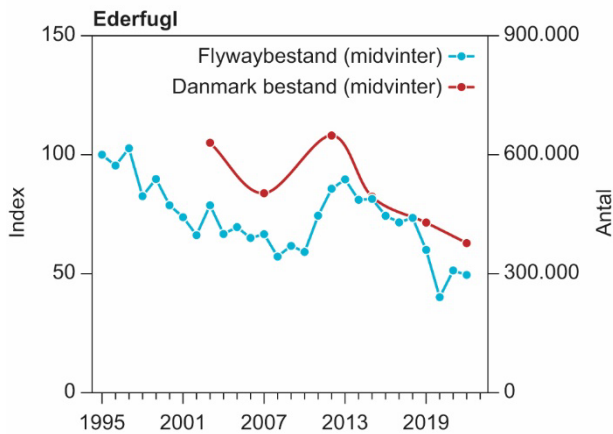
Det er tidligere vist, at frem til omkring år 2000 var den generelle tilbagegang i udbyttet af ederfugle i Danmark sandsynligvis mere et udtryk for en nedgang i antallet af ederfuglejægere/havjagtsjægere end for bestandsændringer (Christensen 2005). Der foreligger ingen nyere vurdering af om havjagtsaktiviteten fortsat er i tilbagegang, som følge af de indførte begrænsninger i jagten på ederfugl og andre havdykænder i Danmark efter år 2000.

Med 2022-udfasningen af jagt i fuglebeskyttelsesområderne, der er udpeget for ederfugl, er der dog fjernet et betydeligt areal i de indre danske farvande, hvor jagt ikke længere kan udøves på ederfugl. F.eks. i hele Ålborg Bugt, området mellem Læsø og Anholt, store dele af Sydvestkattégat omkring Samsø og Endelave, hele Sejerø Bugt, halvdelen af Lillebælt, en tredjedel af det Sydfynske Øhav og halvdelen af Smålandsfarvandet. Alt andet lige må dette fredningstiltag have bidraget til det stadigt faldende udbytte – se også omtalen af dette under sortand.

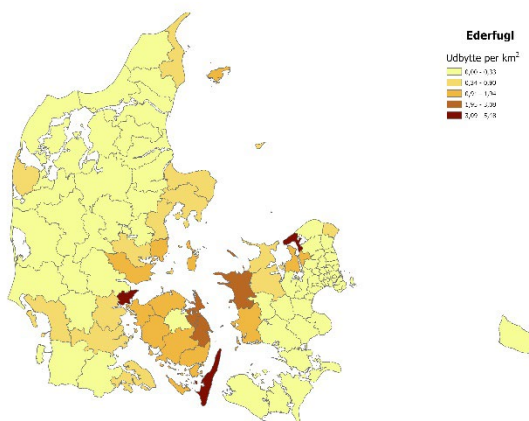
Forvaltningsmæssige problemstillinger

På globalt plan har ederfugl siden 2015 været klassificeret i kategorien Næsten Truet (NT) (IUCN 2025). På den europæiske rødliste har ederfugl siden 2020 været klassificeret som Truet (EN) på baggrund af en fortsat markant langsigtet tilbagegang (IUCN 2025). Under Vandfugleaftalen (AEWA 2023) har ederfugle fra Østersøen/Nordsøen/Keltiske Hav-flywaybestanden siden 2018 været listet i kategori A4. En klassificering som A4 betyder, at arten aktuelt ikke må jages i henhold til aftalens handlingsplan, medmindre der foreligger en adaptiv forvaltningsplan for arten. En international forvaltningsplan (ISSAP) for ederfugl er vedtaget i AEWA (Lehikoinen m.fl. 2022), og som led i denne er en plan for adaptiv jagtforvaltning (AHMP) under udarbejdelse.

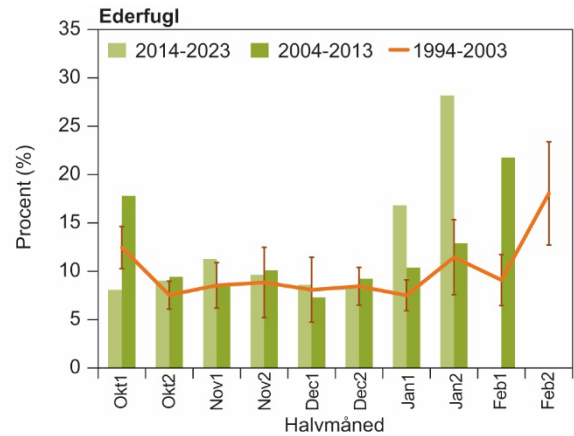
På den danske rødliste er ynglebestanden af ederfugl opklassificeret fra Livskraftig (LC) til Næsten Truet (NT) i 2019, baseret på den beregnede tilbagegang i ynglebestanden i perioden 2010-2018 (Moeslund m.fl. 2023). Denne vurdering kan ved næste rødlistevurdering opdateres med resultaterne af den nationale optælling i 2020-2022. Den danske rødlistevurdering af trækbestanden som Næsten Truet (NT) er baseret på den seneste tilbagegang, og en forventet tilbagegang i den nærmeste fremtid (Moeslund m.fl. 2023).



Figur 3.1.23.1A. Bestandsindeks for overvintrende ederfugl i den samlede flywaybestand (IWC, Wetlands International 2025a) samt den estimerede overvintrende bestand i Danmark (NOVANA, Nielsen m.fl. 2024) for perioden 1995/96 til 2022/23. Se uddybning i afsnittet om bestandsopgørelser. **B.** Jagtudbytte af ederfugl i jagtsæsonerne 1995/96 – 2023/24 og tendenser i udbyttet for perioderne 1995-2023 og 2018-2023.



Figur 3.1.23.2. Geografisk fordeling af det estimerede udbytte af ederfugl som gennemsnitligt udbytte på kommuneplan i sæsonerne 2019/20 – 2023/24.



Figur 3.1.23.3. Tidsmæssig fordeling af nedlagte ederfugle vist som gennemsnit ($\pm 95\%$ CI) for jagtsæsonerne 1994/1995 – 2003/04, 2004/05 – 2013/14 og 2014/15 – 2023/24. Frem til 2003 var der jagt på både hanner og hunner, i perioden 2004-2013 var der begrænsninger på jagt på hunner, og fra 2014 var der ingen jagt på hunner.

De indførte begrænsninger i afskydning af hunner i hhv. 2004 og 2011 og den seneste totalfredning af hunner i 2014 afspejler et forvaltningsmæssigt fokus på at beskytte de reproducerende hunner og dermed øge deres overlevelse. En simpel modelberegning af de indførte fredninger af ederfuglehunner i 2004, 2011 og 2014 har vist, at den årlige tilbagegang sandsynligvis vil blive reduceret fra et niveau på $-6,3\%$ før 2004 til hhv. $-3,6\%$ efter 2004, $-1,6\%$ efter 2011 og til $+0,7\%$ efter 2014 (Christensen & Hounisen 2014). Mere omfattende beregninger, baseret på data indsamlet igennem flere årtier i hele flywaybestanden, har siden vist, at jagten ikke har nogen nævneværdig negativ effekt på bestandsudviklingen (Tjørnløv m.fl. 2019). En nyere undersøgelse har derudover vist, at ederfuglenes overlevelse og bestandsudvikling sandsynligvis er mere påvirket af lokale faktorer i ynglesæsonen (ved ynglekolonierne) end af forhold i vinterkvartererne. I denne analyse indgik jagt, vinterklima, havmiljø, fødeklaritet, prædation og epidemier (Tjørnløv m.fl. 2020).

En lang række faktorer er sandsynliggjorte som medvirkende til ederfuglens bestandsudvikling. Et renere havmiljø og højere havtemperaturer medfører lavere fødeværdi i den primære fødekilde, muslinger (jf. Laursen & Møller 2014). I de senere år er prædation af rugende hunner fra havørne blevet hyppigere i hele udbredelsesområdet, herunder i Danmark, i takt med en kraftig fremgang i bestanden af havørne (jf. Kurvinen m.fl. 2016). Disse faktorer vil, enten direkte eller indirekte, kunne påvirke ynglesuccessen og overlevelsen af yngledygtige hunner, og evt. modvirke eller reducere effekten af jagtfredningen. En stigning i prædationen fra især havørn og mårhund vurderes at kunne føre til en kraftig nedgang i flywaybestanden i de kommende år (Tjørnløv m.fl. 2020).

Jagtens indflydelse på den naturlige bærekapacitet

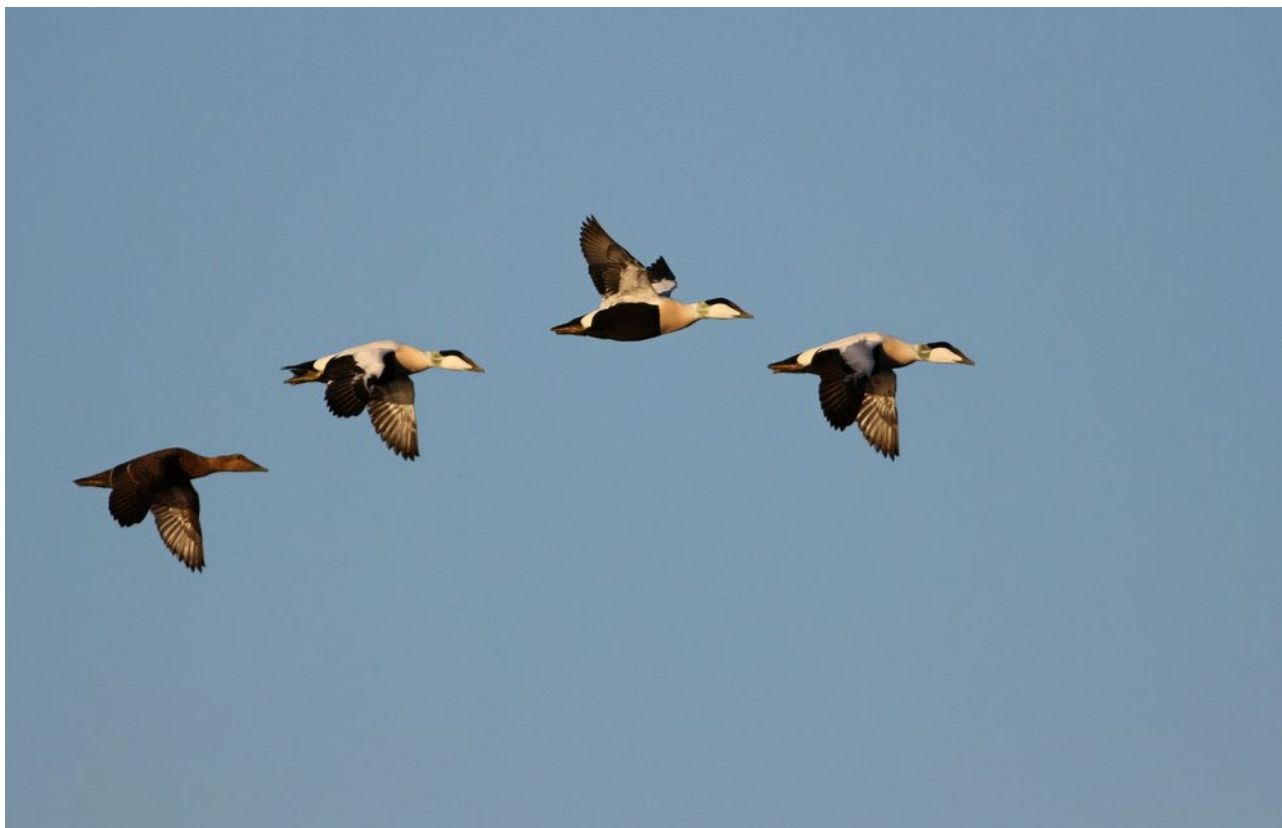
Der er for indeværende ikke noget, der tyder på, at jagt har indflydelse på om ederfuglebestanden i Danmark, og i Østersøområdet, kan opnå sin naturlige bærekapacitet. Bestanden begrænses overvejende af høj naturlig dødelighed af voksne hunner, og der har ikke været jagt på hunner siden 2014. Analyser af ringmærkningsdata fra kolonier uden prædation på hunner indikerer, kombineret med matematiske modelberegninger, at bestanden ville kunne vokse i en situation uden prædation (Tjørnløv m.fl. 2020, R. Tjørnløv & M. Frederiksen unpubl. data). Det kan dog ikke udelukkes at jagtrelaterede forstyrrelser indirekte kan medvirke til en lavere ynglesucces hos hunner, og dermed begrænse bestandens mulighed for at vokse.

Vurdering af gældende jagttid

Med en jagttid udelukkende på ederfuglehanner fra 1. oktober til 31. januar vurderes det, at den nuværende

jagt på ederfugl i Danmark er bæredygtig. Dette begrundes i, at den nuværende kønsfordeling med op til 70 % hanner (Berg & Bregnballe 2020) afspejler et overskud i bestanden, som vil kunne udnyttes jagtligt uden effekt på bestandens reproduktion. Ensidig jagt på hanner vurderes at være bæredygtig, så længe andelen af hanner i bestanden ikke kommer under en mere naturlig andel på ca. 60 %. Dette forhold bør derfor følges løbende. En mulig forstyrrelseseffekt på hunnerne af jagten, med mulige konsekvenser for deres kondition og dermed frugtbarhed, bør dog undersøges.

Indførelse af jagt på ederfuglehunner vil medføre en øget dødelighed. Ud fra de modelbaserede beregninger, som forudsiger en fortsat nedgang i bestanden på trods af jagtfredningen af hunner (på grund af høj naturlig dødelighed), vil selv begrænset jagt på hunner bidrage til en endnu kraftigere tilbagegang og således ikke være bæredygtig.



Ederfugle. Foto: Rasmus Due Nielsen

3.1.24 Sortand

Bestands- og jagtforhold	Status	
Ynglebestand i Danmark	Yngler ikke i Danmark.	
Flywaybestand	Bestand: 687.000-815.000. Langtidstrend (1968-2023): Moderat fremgang Korttidstrend (2014-2023): Moderat fremgang (Wetlands International 2025a, 2025b).	
Gældende jagttid	Fra 1994/95:	1. okt – 31. jan
Tidligere jagttid	1967/68-1993/94:	1. sep – 29. feb
Regulering	Nej - Ingen regulering	
Udbytte i Danmark	2022/23: 3.229 (268 jægere) 2023/24: 2.461 (205 jægere) (foreløbigt tal)	
Udbytte i EU	7.500 (gns. 2012-2017; 3/4 lande)	
Tendenser i jagtudbyttet	Ændring / år	Signifikans
1995-2023	0,3 %	NS
2018-2023	-23,0 %	**
Internationale/nationale aftaler, konventioner, rødlistes m.v.	DK rødliste: DD Europæisk rødliste: LC Global rødliste: LC AEWA: B2a	
Bestandsbegrænsende faktorer (trækbestand)	Vildtforvaltningsrådets målsætningsnotat (Madsen 2025): Begrænser jagt/regulering bestanden (direkte/indirekte): Sandsynligvis ikke / Muligvis Forstyrrelsesfølsomhed (Høj) Artikel 12: Vindmøller, skibstrafik, jagt/regulering og fiskeri/bifangst (Middel)	
Forvaltningsplaner	Ingen	

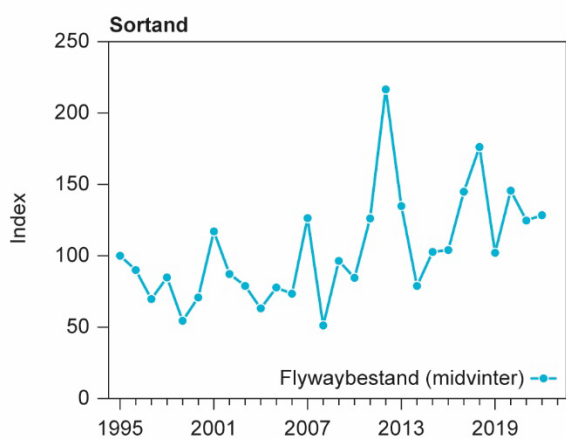
Forekomst og bestandsudvikling

Sortand yngler ikke i Danmark, men forekommer i landet det meste af året, både som overvintrende, gennemtrækkende og fældende.

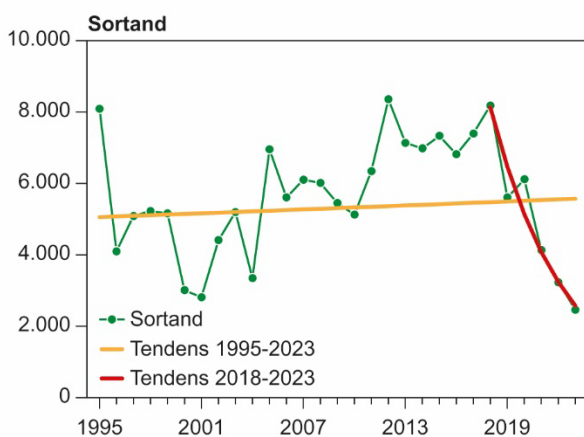
Den danske midvinterbestand af sortand blev i vinteren 2023 vurderet til at tælle ca. 239.500 individer, baseret på data fra de optalte områder i de indre danske farvande og farvandet ud for Vadehavet (Nielsen m.fl. 2024). Arten overvintrer i de danske farvande primært i Ålborg Bugt, Sejerøbugten og i den sydlige del af den danske Nordsø, fra nord for Blåvands Huk til den dansk-tyske grænse (Petersen & Nielsen 2011). I de seneste 10 år er arten i stigende grad observeret i de øvrige dele af de indre danske farvande. Arten er generelt svær at overvåge, da den kan forekomme i meget høje tætheder og på lokaliteter, der ikke kan optælles fra land. Navnlig data fra optællinger før 2004 kan have store usikkerheder.

Den vesteuropæiske flywaybestand af sortand tæller 687.000-815.000 fugle (Wetlands International 2025b). Bestanden har været moderat stigende, både på langt og kort sigt, hvor Fig. 3.1.24.1A viser udviklingen siden 1995.

Det vurderes at flywaybestanden i realiteten er højere end det ovenfor angivne. På træklokaliteten Põõsaspea i det nordvestlige Estland foretages optællinger af trækende fugle. Fra denne ene lokalitet blev der i perioden 30. juni til 6. november 2019 optalt ca. 925.000 forbitrækende sorttænder (Ellermaa & Lindén 2020).



Figur 3.1.24.1A. Bestandsindeks for overvintrende sortand i den samlede flywaybestand (IWC, Wetlands International 2025a). Se uddybning i afsnittet om bestandsopgørelser.



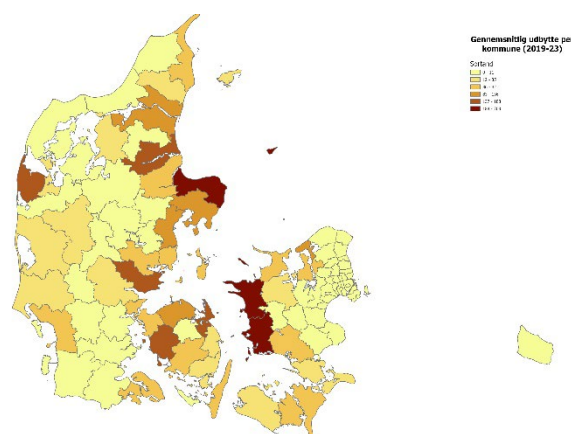
Figur 3.1.24.1B. Jagtudbyttet af sortand i jagtsæsonerne 1995/96 – 2022/23 og tendenser i jagtudbyttet af 1995-2019 og 2018-2023.

Jagten i Danmark

Det årlige jagtudbytte af sortand i Danmark lå i sæsonerne 2022/2023 og 2023/2024 på hhv. knap 2.500 og godt 3.200 individer. Jagtudbyttet har været næsten konstant (+0,3 %) i perioden fra 1995 til 2023. Denne ikke signifikante udvikling skjuler dog betydelige årlige variationer. Der er til gengæld set et meget markant og signifikant fald på 23,0 % pr. år over perioden 2018 – 2023 (Fig. 3.1.24.1B). For havdykænderne gælder samme problemstilling, som er nævnt under flere af svømmeænderne, nemlig at jagtudbytteopgørelsen har skiftet fra en opgørelse ud fra forholdstalsberegninger baseret på vingeundersøgelserne til jægernes egne artsspecifikke indberetninger. Derfor kan store år-til-år udsving i den tidlige periode på figuren måske skyldes at få vinger blev indsendt nogle år og mange andre år. Ses der bort fra 1995 er det bemærkelsesværdigt, at sortand er den eneste dykand, der har haft en jævn stigning i udbyttet over perioden frem til 2018. En del af forklaringen på stigningen for sortand kan være, at arten i stigende grad overvintret i de indre danske farvande, hvor jagtintensiteten er større end i Ålborg Bugt. Desuden kan jagtpraksis blandt havjægere have ændret sig som følge af indførelse af den

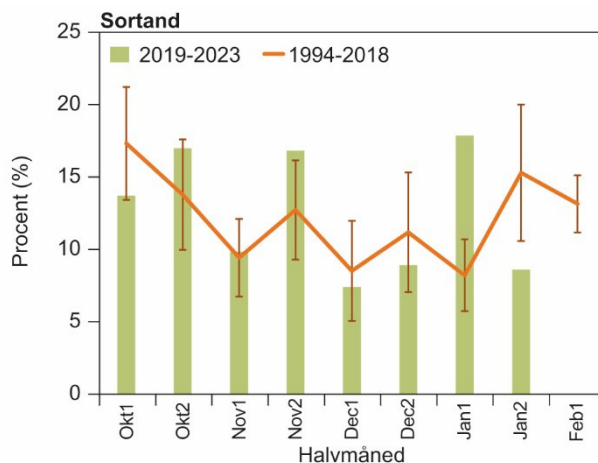
kønsdifferentierede jagt på ederfugl, der kan have bevirket at jægere i stigende grad har jaget andre dykandearter på havet. Nedgangen i udbyttet efter 2018 er meget markant og den bedste forklaring på dette er givetvis at fløjlsand og havlit blev fredet i 2020 samt at jagt på ederfugl siden 2022 har været forbudt i de 17 fuglebeskyttelsesområder, der er udpeget for denne art. Dvs. at der i store dele af de danske farvande i dag kun kan udøves jagt på tre typiske havdykænder, sortand, ederfugl (kun hanner) og bjergand.

Den geografiske fordeling af de nedlagte sortænder er koncentreret omkring kommuner langs Jyllands nordøstkyst, Sejerøbugten og Storebælt, men også fra kommuner omkring Fyn indrapporteres der nedlagte sortænder. Endelig er der udbytte fra Sønderjylland og den vestligste del af Limfjorden, hvor udbyttet formodes at være nedlagt henholdsvis i Vadehavet og i Nissum Bredning (Fig. 3.1.24.2).



Figur 3.1.24.2. Geografisk fordeling af jagtudbyttet af sortand vist som det gennemsnitlige udbytte på kommuneplan i sæsonerne 2019-2023. Udbyttet er primært nedlagt på søterritoriet og tilskrevet nærmeste kommune.

Den tidsmæssige fordeling af udbyttet af sortænder i perioden 2019-2023 (angivet med søjler) havde toppe i slut oktober, slut november og første halvdel af januar. I perioden 1994-2018 (angivet med blå linje) var der meget begrænset tidsmæssig variation, med 7-17 % pr. måned, uden noget tydeligt mønster (Fig. 3.1.24.3).



Figur 3.1.24.3. Tidsmæssig fordeling af udbyttet af sortand i Danmark for hhv. perioden 2019-2023 (søjler) og perioden 1994-2018 (linje), opgjort på halvmåned.

Forvaltningsmæssige problemstillinger

Sortand er den dykandeart, der påvirkes mest af forstyrrelser fra menneskelige aktiviteter (Petersen & Fox 2009, Fliessbach m.fl. 2019). Forstyrrelsen kan være i form af båd- og skibstrafik (Schwemmer m.fl. 2011), jagt og andre rekreative aktiviteter samt havvindmølleparker (Petersen m.fl. 2014, Fox & Petersen 2019, Scott-Hayward m.fl. 2024). Sortænder påvirkes desuden af bifangst i fiskeredskeer (Zydelis m.fl. 2009).

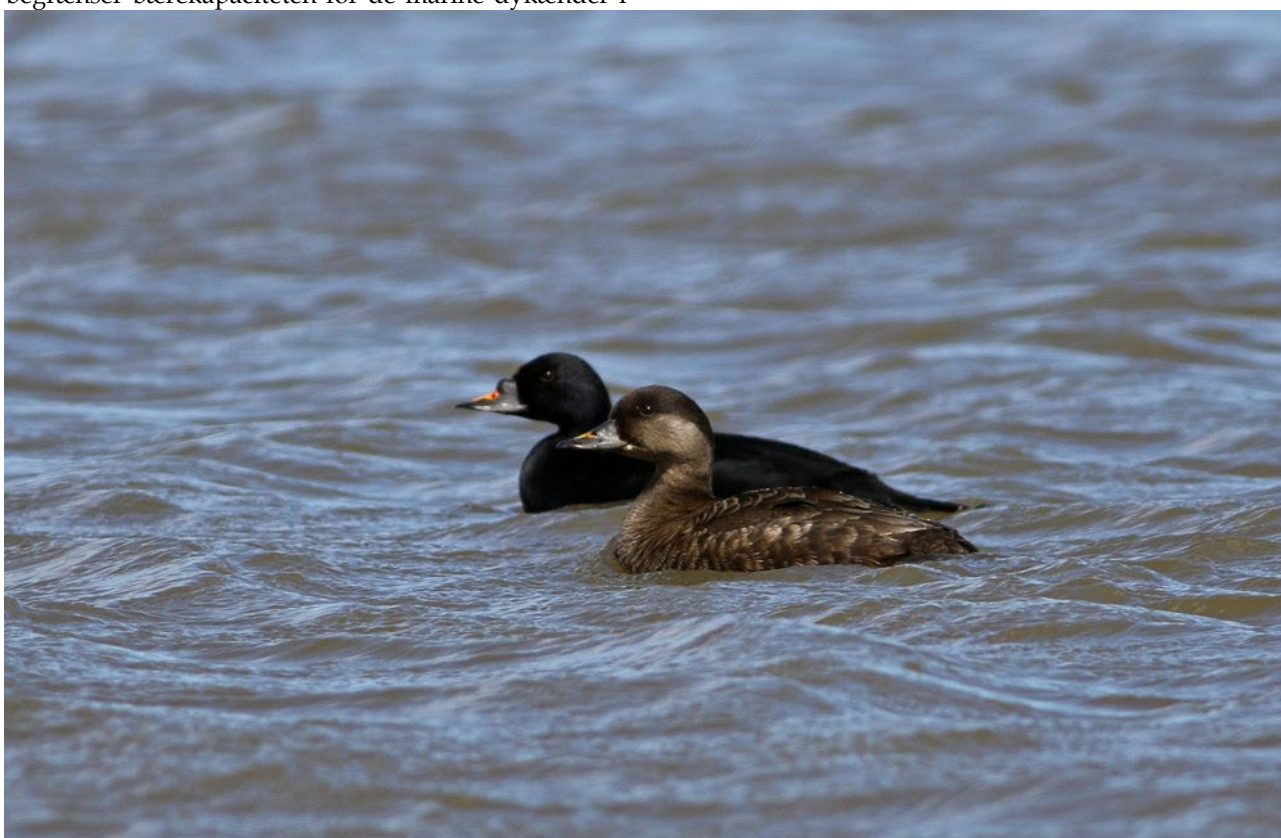
Jagtens indflydelse på den naturlige bærekapacitet

Som omtalt under bjergand er vores viden om, hvad der begrænser bærekapaciteten for de marine dykænder i

overvintringsområderne såvel som i yngleområderne meget begrænset. Det er faktisk kun ederfugl vi har et nogenlunde kendskab til.

Vurdering af gældende jagttid

Med et antal på imellem godt 5.000 og 8.000 nedlagte sortænder pr. år forventes den danske jagt på arten ikke at påvirke flywaybestanden i væsentligt omfang. Sortand er meget påvirkelig over for menneskelige forstyrrelser. Den jagt-ligt relaterede forstyrrelse påvirker fuglenes fordeling og kan således potentielt påvirke bestanden. Graden af en eventuel påvirkning er meget vanskelig at kvantificere, men formodes at være begrænset, set i et flywayperspektiv.



Sortænder. Foto: Rasmus Due Nielsen.

3.1.25 Hvinand

Bestands- og jagtforhold	Status	
Ynglebestand i Danmark	Seneste Artikel 12 (Fredshavn m.fl. 2019b): 150 par. Stigende (2007-2018) Nye udkast til Artikel 12 (Fredshavn m.fl. 2025b): 100-150 par. Stabil (2013-2023)	
Flywaybestand	Bestand: 750.000-1,5 mio. Langtidstrend (1975-2023): Moderat fremgang Korttidstrend (2014-2023): Stabil (Wetlands International 2025a, 2025b).	
Gældende jagttid	Fra 1994/95: 1. okt – 31. jan	
Tidligere jagttid	1967/68-1993/94: 1. sep – 31. jan	
Regulering	Nej - Ingen regulering	
Udbytte i Danmark	2022/23: 5.479 (657 jægere) 2023/24: 5.663 (601 jægere) (foreløbigt tal)	
Udbytte i EU	45.500 (gns. 2012-2017; 4/5 lande)	
Tendenser i jagtudbyttet	Ændring / år 1995-2023 -4,0 % 2018-2023 -0,2 %	Signifikans *** NS
Internationale/nationale aftaler, konventioner, rødlistes m.v.	DK rødliste: VU (ynglebestand), LC (trækbestande) Europæisk rødliste: LC Global rødliste: LC AEWA: B2c	
Bestandsbegrænsende faktorer (yngle- og trækbestand)	Vildtforvaltningsrådets målsætningsnotat (Madsen 2025): Begrænser jagt/regulering bestanden (direkte/indirekte): Sandsynligvis ikke / Muligvis Forstyrrelsesfølsomhed (Middel) Artikel 12: Jagt og fiskeri/bifangst (Middel)	
Forvaltningsplaner	Ingen	

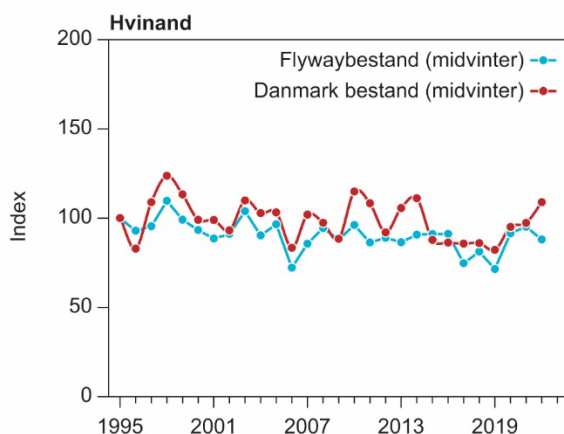
Forekomst og bestandsudvikling

Hvinand forekommer i Danmark som både ynglende, på træk og overvintrende. Den danske ynglefuglebestand anslås at tælle 150 par (Fredshavn m.fl. 2019b), dog rettet til 100-150 par i det nye udkast til Artikel 12 (Fredshavn m.fl. 2025b) og som stabil. Arten yngler langt overvejende i det nordøstlige Sjælland (Vikstrøm & Moshøj 2020).

Den danske midvinterbestand af hvinand blev i 2023 opgjort til ca. 73.000 individer med en stabil bestandsudvikling for perioden 2012-2023 (Fig. 3.1.25.1A) og en stigende bestandsudvikling for perioden 1987-2023 (Nielsen m.fl. 2024). Om vinteren optræder hvinand i Danmark særligt ved beskyttede, lavvandede kyster omkring Sjælland og øerne syd for, omkring Fyn og langs den jyske østkyst. Desuden overvintret mange hvinænder i Limfjorden. Arten forekommer også i mindre grad i søer og nor i hele landet (Nielsen m.fl. 2024).

Den samlede flywaybestand af hvinand i Nordvest- og Centraleuropa tæller 750.000-1.500.000 individer (Wetlands International 2025b) og formodes at omfatte fugle fra ynglebestande i Skandinavien, Finland og den vestlige del af Rusland. Bestandsudviklingen beskrives som moderat stigende på lang sigt (1975-2023) og stabil på kort sigt (2014-2023) (Wetlands International 2025a), hvor udviklingen fra 1995 og frem er angivet i Fig. 3.1.25.1A.

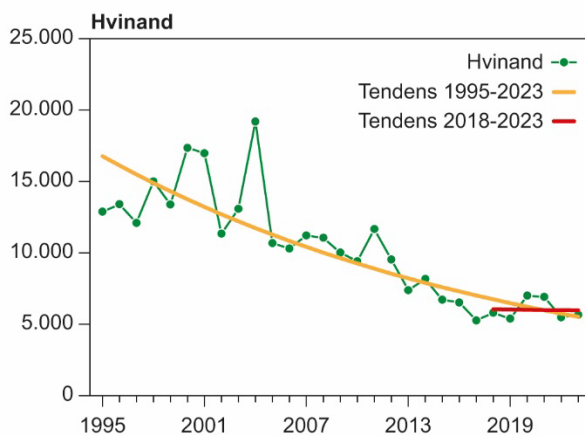
Klimaforandringer forårsager, at arten flytter sit overvintringsområde mod nordøst, og for perioden 1980-2010 beskrives faldende antal overvintrende fugle mod syd og vest (Irland og Schweiz i særdeleshed), og stærkt stigende antal nordligere i Sverige (269 %) og i Finland (over 4.300 %) (Lehikoinen m.fl. 2013).



Figur 3.1.25.1A. Bestandsindeks for overvintrende hvinand i den samlede flywaybestand (IWC, Wetlands International 2025a) samt i Danmark (NOVANA, Nielsen m.fl. 2024) for perioden 1995/96 til 2022/23. Se uddybning i afsnittet om bestandsopgørelser.

Jagten i Danmark

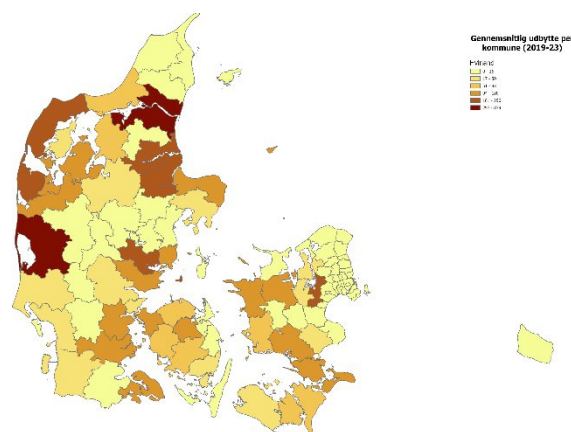
Det årlige jagtudbytte af hvinand i Danmark lå i 2022 og 2023 på hhv. knap 5.500 og knap 5.700 individer. Dette er et markant fald i forhold til tidligere udbyttet. Fra 1995 til 2011 lå det årlige jagtudbytte typisk på over 10.000 hvinænder, flest i 2004 med over 19.000. Herefter faldt udbyttet til det nuværende niveau på mellem 5.000 og 7.000 (Fig. 3.1.25.1B). Udbyttet faldt signifikant i perioden 1995-2023 med 4 % pr. år, mens det var stabilt for perioden 2018-2023.



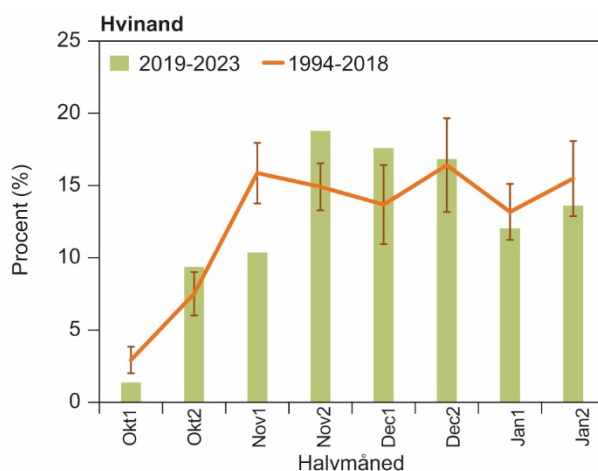
Figur 3.1.25.1B. Jagtudbytte af hvinand i jagtsæsonerne 1995/96 – 2023/24 og tendenser i udbyttet for perioderne 1995-2023 og 2018-2023.

Jagt på hvinand finder sted langs kyster i hele landet. Flest nedlægges i de vestjyske fjorde og i Limfjorden (Figur 3.1.25.2).

Andelen af nedlagte hvinænder var mindst i oktober, men fra november til jagtsæsonens udløb ved udgangen af januar var andelen af nedlagte hvinænder relativt jævn. Det gælder både for årene 1994-2018 og i perioden fra 2019-2023 (Figur 3.1.25.3).



Figur 3.1.25.2. Geografisk fordeling af jagtudbyttet af hvinand vist som gennemsnitligt udbytte på kommuneplan i sæsonerne 2019/20 – 2023/24.



Figur 3.1.25.3. Tidsmæssig fordeling af nedlagte hvinænder (jagt) vist som gennemsnit ($\pm 95\%$ CI) for jagtsæsonerne 1994/1995 – 2018/19 og 2019/20 – 2023/24.

Forvaltningsmæssige problemstillinger

Hvinand er listet som Livskraftig (LC) både på verdensplan og i Europa (IUCN 2025). På den danske rødliste er ynglebestanden listet som Sårbar (VU), mens trækfuglebestanden er listet som Livskraftig (LC) (Moeslund m.fl. 2023). Flywaybestanden er pga. af dens størrelse og stabile udvikling aktuelt klassificeret i kategori B2c under Vandfugleaftalen (AEWA 2023), men foreslås i udkastet til AEWA CSR9 nedlistet til kategorien C1 med henvisning til de senere års fremgang (Wetlands International 2025b).

De ikke-ynglende hvinænder i Danmark skønnes at være påvirket af hhv. jagt og bifangst i fiskeredskeer (Fredshavn m.fl. 2019b, Zydellis m.fl. 2009). Desuden kan forekomster af fældende hvinænder være påvirket af en øget rekreativ udnyttelse af artens fældningsområder i sensommeren, hvor fældning af håndsvingfjer gør dem ude af stand til at flyve i ca. 3 uger (Petersen m.fl. 2016).

Vurdering af gældende jagttid

Det nuværende jagttryk på hvinænder i Danmark skønnes ikke at have negativ indflydelse på flywaybestanden. Det vides ikke, om jagten i Danmark har indflydelse på den lille danske ynglebestand, men sandsynligheden for at lige netop disse fugle rammes, er givetvis begrænset pga. det markant større antal af overvintrende fugle.

3.1.26 Agerhøne

Status for bestand og forvaltning		
Ynglebestand i Danmark	Seneste Artikel 12 (Fredshavn m.fl. 2019b): 4.702 par. Stabil (2007-2018) Nye udkast til Artikel 12 (Fredshavn m.fl. 2025b): 3.754 par. Faldende (2013-2023)	
Europæisk bestand	2,29-3,75 mio. Faldende (Europa, IUCN 2025).	
Gældende jagttid	Fra 2018/19:	16. sep – 31. okt (se dog regionale jagttider)
Tidligere jagttid	2011/12-2017/18:	16. sep – 15. okt
Regulering	Nej – ingen regulering	
Udbytte i Danmark	2022/23: 13.600 (1.731 jægere) 2023/24: 11.655 (1.571 jægere) (foreløbigt tal)	
Udbytte i EU	1,47 mil. (gns. 2012-2017; 15/16 lande)	
Tendenser i jagtudbyttet	Ændring / år	Signifikans
1995-2023	-5,5 %	***
2018-2023	-10,1 %	***
Internationale og nationale listninger	DK rødliste: VU (ynglebestand) Europæisk rødliste (IUCN 2025): LC Global rødliste (IUCN 2025): LC	
Bestandsbegrænsende faktorer (ynglebestand)	Vildtforvaltningsrådets målsætningsnotat (Madsen 2025): Begrænser jagt/regulering bestanden (direkte/indirekte): Muligvis lokalt / ?. Forstyrrelsesfølsomhed (Lav) Artikel 12: Intensiv landbrug og pesticider (Høj)	
Forvaltningsplaner	Dansk forvaltningsplan (2013)	

Forekomst og bestandsudvikling

Agerhøne er udbredt som ynglefugl over det meste af landet, men har dog udvist en tendens til indskrænket udbredelse (Grell 1998, Vikstrøm & Moshøj 2020). Den seneste offentliggjorte bestandsvurdering ligger på 4.700 par, og udviklingen vurderedes de seneste år som stabil (Fredshavn m.fl. 2019b), men i det nyeste udkast til Artikel 12 er bestanden yderligere nedskrevet og noteret som faldende (Fredshavn m.fl. 2025b). DOF's punkttællinger i yngletiden viser en signifikant gennemsnitlig årlig tilbagegang på 3,34 % fra 1984-2023 og på 7,97 % for 2014-2023, mens vinterindekset for perioden 1987-2023 viser en signifikant årlig tilbagegang på 5,18 % i gennemsnit. For perioden 2014-2023 viser vinterindekset en svagt faldende tendens på 1,26 % årligt, som ikke er signifikant. I de seneste 5-6 år har både ynglefugle- og vinterfugleindekset ikke ændret sig væsentligt (Fig. 3.1.26. 1A, Vikstrøm m.fl. 2023).

Generelt udviser agerhønebestande store årlige udsving afhængig af en meget variabel ynglesucces og store forskelle i vinterdødeligheden. Det vurderes, at den danske agerhønebestand fortsat er svagt faldende, måske lokalt stabil.

Jagten i Danmark

Jagtudbyttet for agerhøne lå på omkring 300.000 fugle i en lang årrække fra 1940 til 1960. Derefter faldt udbyttet til omkring 200.000 fugle i 1960'erne og begyndelsen af 1970'erne. I slutningen af 1970'erne faldt det yderligere til under 100.000 fugle. I perioden 2004/05-2015/16 har det årlige udbytte ligget mellem 20.000 og 40.000 fugle, men har derefter vist et kontinuert fald til et niveau på godt 10.000 fugle årligt (Fig. 3.1.26.1B). De fleste fugle nedlægges på Vest-, Midt- og Sydsjælland og på Møn (Fig. 3.1.26.2).

At der generelt nedlægges flere agerhøns på Sjælland end i Jylland, skyldes sandsynligvis en større tradition for udsætning af opdrættede agerhøns i specielt det sydsjællandske område.

Det er tidligere vurderet, at der blev udsat mellem 20.000 og 70.000 agerhøns årligt i Danmark (Christensen & Kahlert 2011). Antallet af udsatte agerhøns er dog faldet til under 10.000 fugle i de seneste år ifølge den obligatoriske indberetning til Miljøstyrelsen (nu Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø). Udsætning af større mængder agerhøns har siden 2008 været knyttet til krav om habitatforbedringer, såkaldte biotopplaner på ejendomme med udsætning (gældende regler i Bekendtgørelse om udsætning af vildt, jagtmåder og jagtredskaber, BEK nr. 1652 af 19/12/2017).

Forvaltningsmæssige problemstillinger

Ved den seneste rødlistevurdering er agerhøne oplyst fra Livskraftig (LC) til Sårbar (VU) ud fra fortsat langsigtet tilbagegang (Moeslund m.fl. 2023), men bestandsudviklingen angives dog som stabil. Agerhøne er klassificeret som Livskraftig (LC) på både globalt og Europæisk niveau (IUCN 2025).

Med udarbejdelse af en forvaltningsplan for agerhøne har Naturstyrelsen haft den målsætning, at arten fortsat skal være almindelig og udbredt i Danmark og have status som Livskraftig (LC) på rødlisten (Naturstyrelsen 2012). Forvaltningsplanen har fokus på at forbedre levestederne, at forøge artens muligheder for at søge skjul mod rovdyr, at give retningslinjer for den jagtlige udnyttelse og at lave graduerede målsætninger for lokale agerhønebestande.

Der foreligger ingen undersøgelser, der følger op på forvaltningsplanen, og en ny rødlistevurdering forventes først udarbejdet i 2026. Om de forvaltningsmæssige tiltag har haft effekt kan derfor ikke vurderes endnu. Foreløbige resultater fra Danmarks Jægerforbunds 52 markvildtslav (Sørensen & Midtgaard 2020, Pedersen m.fl. 2024) har indikeret, at der lokalt kan opretholdes en stabil bestand med habitatforbedrende tiltag. Nyere undersøgelser viser dog, at det nuværende niveau for gennemførte habitatforbedrende tiltag, herunder biotopplantiltag, for specielt agerlandets fugle, har relativ lille effekt for bl.a. agerhøne (Clausen m.fl. 2024b, Fløjgaard m.fl. in prep.). I hvilket omfang målrettede habitatforbedrende tiltag skal sammensættes og udbredes, før der kan forventes en eventuel fremgang for agerhøne på landsplan, er ukendt.

Både i Danmark og i det øvrige Europa er agerhønebestandens historiske tilbagegang koblet til ændringer i landbrugspraksis siden 1950'erne. Øget homogenitet samt optimeret og intensiveret arealanvendelse, herunder brug af pesticider, har reduceret forekomsten af lysåbne marginalområder, levende hegn og markkanter i landbruget, og dermed reduceret udbuddet af optimale yngle- og fourageringshabitater. Prædation på æg/kyllinger og habitatfragmentering i områder med få fugle kan ligeledes influere negativt på agerhønebestanden.

I relation til jagt har der indenfor de seneste 10-20 år været stor fokus på tilbagegangen i agerhønebestanden, med anbefalinger om ikke at nedlægge agerhøns i områder hvor tætheden af fugle i efterårsperioden er under 20 fugle per km², eller ikke nedlægge fugle i flokke på mindre end 7 fugle (Christensen & Kahlert 2011).

Det er ikke påvist, at udsætning af agerhøns har kunnet understøtte eller retablere vilde bestande (Putala & Hissa 1998), og der mangler for indeværende reel viden om, hvorvidt udsætning af agerhøns til jagtformål har en positiv eller negativ effekt på den vildtlevende bestand og den øvrige biodiversitet (jf. Kanstrup m.fl. 2024).

Jagtens indflydelse på opnåelse af naturlig bærekraftig kapacitet

Det er vanskeligt at vurdere indflydelsen af jagt på bestanden af vildtlevende agerhøns. Med et officielt tal for udsætning på små 10.000 fugle og et udbytte på 11-13.000 fugle, nedlægges der, forsigtigt vurderet, 2-4.000 fugle fra den vilde bestand årligt. Dette svarer til ca. 15 % (9-22 %) af en forventet efterårsbestand på 18-22.000 individer, når ynglebestanden er på 4-5.000 par (50 % yngler og får 15 kyllinger per kuld, den årlige overlevelse af gamle fugle er 50 %, og 40 % af kyllingerne overlever frem til jagtsæsonen).

Det vurderes, at hvis jagt udøves efter de anbefalede retningslinjer (kun ved store tætheder og på store flokke), vil agerhønsenes store ynglepotentialer som minimum kunne oppebære en stabil bestand, men også hurtigt kunne resultere i en lokal bestandsvækst. En større bestand og eventuel succesfuld spredning til andre områder er dog afhængig af om de rette yngle- og fourageringsforhold er til stede i et omfang, der kan understøtte nye territorier.

Jagt vurderes lokalt at kunne være en faktor, der påvirker bestandstætheden af agerhøns. Dette gælder specielt hvis jagt udføres konsekvent og uden hensyn til de lokale bestandes udsving og ynglesucces. Det kan derfor ikke udelukkes, at jagt kan være en trussel mod lokale agerhønebestande eller at lokale agerhønebestande kan være forsvundet som følge af jagt.

Om jagt har en indirekte effekt på bestanden, er usikkert, men arten vurderes ikke specielt følsom overfor forstyrrelser relateret til jagtlige aktiviteter.

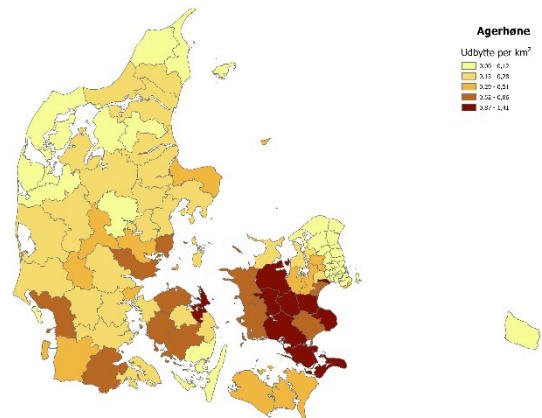
Vurdering af gældende jagttid

Den nuværende jagttid dækker perioden 16. september til 31. oktober. Seneste ændring i jagttiden skete i 2018/19, hvor sæsonen blev udvidet med 14 dage fra 15. til 31. oktober.

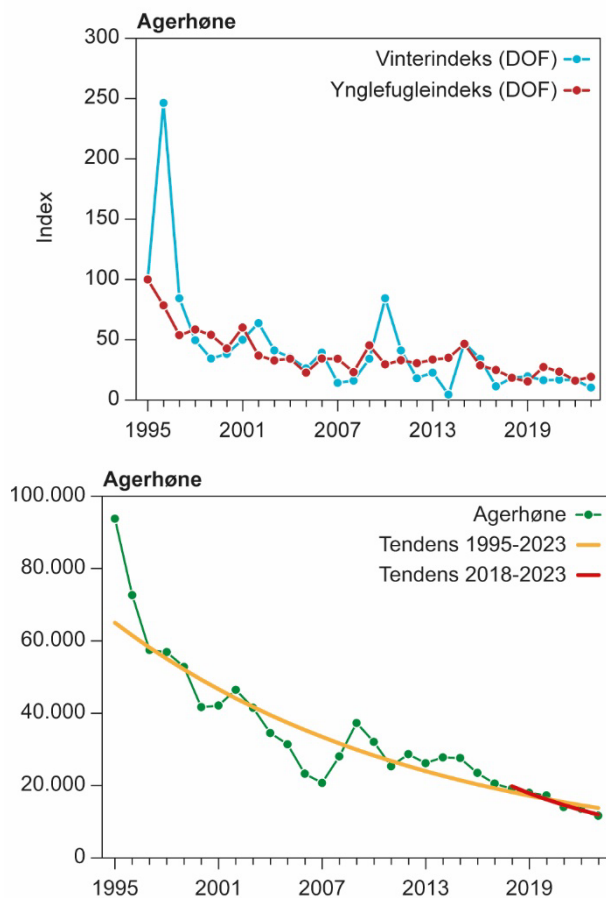
Med en relativt stabil yngle- og vinterbestand og et fortsat faldende jagtudbytte, er der ikke et umiddelbart behov for at ændre længden af jagtsæsonen. At der reelt nedlægges færre agerhøns, understøttes af, at udvidelsen af jagtsæsonen i 2018/19 ikke medførte en øget afskydning.

Det faldende jagtudbytte kan være påvirket af jægerens tilbageholdenhed med at nedlægge agerhøns eller efterlevelse af ovennævnte anbefalinger til jagt, men kan ligeledes være påvirket af indførelse af krav om biotopplaner på større ejendomme med udsætning, og den efterfølgende stramning i det tilladte antal udsatte fugle (7 fugle/hektar til 4 fugle/hektar) gældende fra 2018. Det faldende jagtudbytte kan derfor afspejle både færre udsatte fugle samt en mere udbredt forsvarlig agerhønejagt i områder uden udsætning.

Der er tidligere påvist en sammenhæng mellem tætheder af vilde agerhøns og jagtudbytte (Noer m.fl. 2009), men den geografiske fordeling af jagtudbyttet (Fig. 3.1.26.2), er formentlig stadig påvirket af udsætninger.



Figur 3.1.26.2. Geografisk fordeling af jagtudbyttet af agerhøne vist som gennemsnitligt udbytte per km² på kommuneplan for sæsonerne 2019/20 – 2023/24.



Figur 3.1.26.1.A. Bestandsindeks for agerhøne i Danmark fra DOF's vinterpunkt-tællinger (1994/95-2022/23) og ynglefugle-tællinger (1995-2023), og **B.** jagtudbyttet af agerhøne i Danmark i jagtsæsonerne 1995/96 - 2023/24 med angivelse af tendenser i jagtudbyttet af agerhøne i perioderne 1995/96 – 2023/24 og 2018/19 – 2023/24.



Agerhøne. Foto: Rasmus Due Nielsen

3.1.27 Fasan

Status for bestand og forvaltning		
Ynglebestand i Danmark	Seneste vurdering (Fredshavn m.fl. 2019): 92.457 par. Faldende (2007-2018).	
Europæisk bestand	9.700-163.000 (vild bestand) Stabil (Europa, Birdlife International 2021).	
Gældende jagttid	Fra 2018/19:	1 okt – 31 jan (se dog regionale jagttider)
Tidligere jagttid	2014/15-2017/18:	1 okt – 31 dec (høne) 1 okt – 31 jan (hane)
Regulering	Nej – ingen regulering	
Udbytte i Danmark	2022/23: 622.711 (41.195 jægere) 2023/24: 555.102 (37.143 jægere) (foreløbigt tal)	
Udbytte i EU	18,99 mil. (gns. 2012-2017; 18/23 lande. Heraf 14 mil. i UK) Omfatter udsatte fugle	
Tendenser i jagtudbyttet	Ændring / år	Signifikans
1995-2023	-0,6 %	**
2018-2023	-2,3 %	ns
Internationale og nationale listninger	Global rødliste (IUCN 2022): LC Europa-rødliste (Birdlife International 2021): LC DK-rødliste: NA (ynglebestand)	
Bestandsbegrænsende faktorer (ynglebestand)	Vildtforvaltningsrådets målsætningsnotat (Madsen 2025): Begrænser jagt/regulering bestanden (direkte/indirekte): Muligvis lokalt. Forstyrrelsesfølsomhed (Lav) Artikel 12: Ingen påvirkning (Middel)	
Forvaltningsplaner	Ingen	

3.1.28 Blishøne

Status for bestand og forvaltning		
Ynglebestand i Danmark	Seneste Artikel 12 (Fredshavn m.fl. 2019b): 6.414 par. Faldende (2007-2018) Nye udkast til Artikel 12 (Fredshavn m.fl. 2025b): 5.223 par. Faldende (2013-2023)	
Flywaybestand	Bestand: 1,2 – 1,9 mio. Langtidstrend (1969-2023): Moderat tilbagegang Korttidstrend (2014-2023): Stabil (Wetlands International 2025a, 2025b).	
Gældende jagttid	Fra 2020/21:	1. okt – 31. jan
Tidligere jagttid	1994/95- 2019/20:	1. sep – 31. jan
Regulering	Ingen regulering	
Udbytte i Danmark	2022/23: 3.463 (464 jægere) 2023/24: 2.959 (389 jægere) (foreløbigt tal)	
Udbytte i EU	168.300 (gns. 2012-2017; 20/22 lande)	
Tendenser i jagtudbyttet	Ændring / år	Signifikans
1995-2023	-6,2 %	***
2018-2023	-12,5 %	**
Internationale/nationale aftaler, konventioner, rødlistes m.v.	DK rødliste: VU (ynglebestand); VU (trækbestand) Europæisk rødliste: NT Global rødliste: LC AEWA: B2c	
Bestandsbegrænsende faktorer (yngle- og trækbestand)	Vildtforvaltningsrådets målsætningsnotat (Madsen 2025): Begrænser jagt/regulering bestanden (direkte/indirekte): Sandsynligvis ikke / ?. Forstyrrelsesfølsomhed (Middel) Artikel 12: Jagt/regulering (Middel) og eutrofiering (Middel/Høj) EU-TFRB (vurdering af jagttryk i EU, Cruz-Flores m.fl. 2024b): bæredygtig (Nordvesteuropa overvintrende bestand)	
Forvaltningsplaner	Ingen	

Forekomst og bestandsudvikling

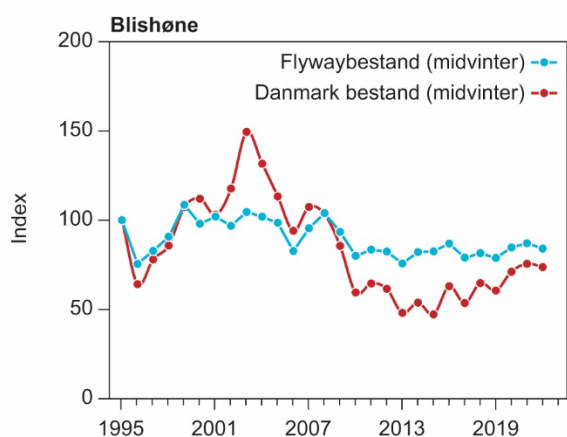
Blishøne er en almindelig og vidt udbredt ynglefugl i Danmark. Den er ved de tre atlasundersøgelser truffet sikker, sandsynlig eller mulig ynglende i henholdsvis 1.444 25 km²-kvadrater i 1971-74, 1.753 i 1992-1996 og 1.513 i 2014-2017, hvoraf langt størstedelen er sikre forekomster (Vikstrøm & Moshøj 2020). Den samlede ynglebestand blev i Artikel 12-rapporten senest opgjort til 6.414 par og i tilbagegang i perioden 2007-2018 (Fredshavn m.fl. 2019b). DOF's punktællinger i ynglesæsonen viser signifikante tilbagegange på 1,76 % pr. år i perioden 1976-2023, og 3,36 % per år i den kortere periode 2014-2023 (Vikstrøm m.fl. 2023). Disse nye data bevirker at bestandsestimatet er yderligere nedskrevet til 5.233 par i det nye udkast til Artikel 12 (Fredshavn m.fl. 2025b).

Den danske rastebestand består dels af danske ynglefugle, hvoraf mange bliver her i landet året rundt (Bønløkke m.fl. 2006), og dels af fugle, der yngler i Norge,

Sverige, Finland og de Baltiske Lande (se flyways i Wetlands International 2022). De største antal forekommer fra oktober til januar (Christensen m.fl. 2022). Bestanden opgøres ved midvinter, hvor der ved de seneste to landsdækkende tællinger blev registreret henholdsvis 101.000 (2020) og 130.000 (2023) fugle, hvilket skal ses i forhold til, at midvinterbestanden var omtrent dobbelt så stor ved fem landsdækkende tællinger udført mellem 1992 og 2008 (Nielsen m.fl. 2024). Efter isvintrene i 1980'erne var bestanden til gengæld betydeligt mindre end den aktuelt er. NOVANA-programmets indeksberegninger, baseret på årlige midvintertællinger på 114 lokaliteter, indikerer en overordnet set stabil, men meget fluktuerende, bestand for den lange periode 1987-2023, mens den er stigende for den korte periode 2012-2023 (se udviklingen fra 1995 og frem i Fig. 3.1.27.1A). Den positive udvikling de senere år er uden tvivl fortsat, da der alene ved de landbaserede tællinger, dvs. uden tillæg af flytællingsdata fra f.eks. Sydfynske Øhav

og Smålandshavet nord for Lolland, der normalt også huser mange fugle, er registreret henholdsvis 120.000 fugle ved midvinter 2024 og 130.000 i 2025 (DCE, upubl. NOVANA-data).

Flywaybestanden er i AEWAs CSR8 senest opgjort til 1,2-1,9 mio. fugle (Wetlands International 2022). De nyeste indeksberegninger viser en moderat faldende bestand i perioden fra 1969-2023, men en stabil bestand i den 10-årige periode fra 2014-2023 (Wetlands International 2025a), hvor Fig. 3.1.27.1A viser udviklingen fra 1995 og frem. Det samlede bestandsestimat til AEWAs CSR9 foreslås fastholdt på 1,2-1,9 mio. fugle (Wetlands International 2025b).



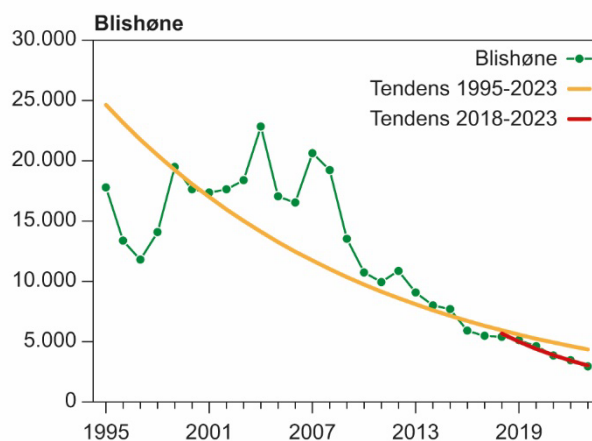
Figur 3.1.27.1A. Bestandsindeks for overvintrende blishøns i den samlede flywaybestand (IWC, Wetlands International 2025a) samt i Danmark ved midvinter (NOVANA, Nielsen m.fl. 2024) for perioden 1995/96 til 2022/23. Se uddybning i afsnittet om bestandsopgørelser.

Jagten i Danmark

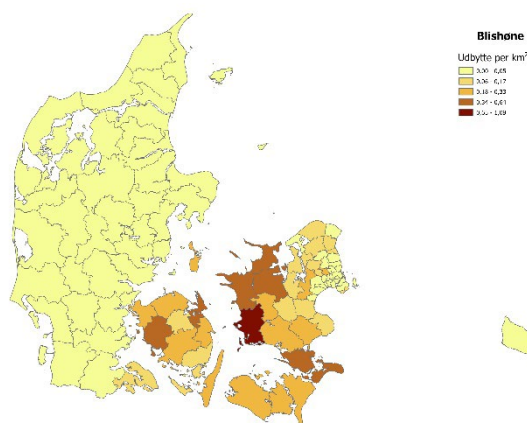
Jagtudbyttet af blishøne varierede førhen betydeligt mellem årene, men har siden 2008 været jævnt faldende, og udbyttet på knap 3.000 fugle i den seneste jagtsæson er det laveste siden vildtudbyttestatistikken for arten startede i 1968. Udviklingen i udbyttet siden 1995 fremgår af Fig. 3.1.27.1B.

Langt de fleste blishøns nedlægges i Østdanmark, hvor der lokalt er tradition for at afholde fælles drivjagter på arten (Fig. 3.1.27.2). Der er også et betydeligt sammenfald mellem udbyttets fordeling og artens udbredelse ved midvinter i landet (Nielsen m.fl. 2023, 2024).

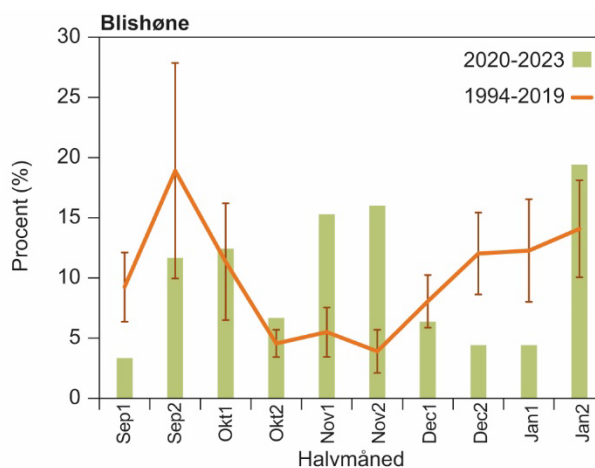
Der er i modsætning til flere andre arter ikke nogen entydig periode i løbet af jagtsæsonen, hvor flest blishøns nedlægges (Fig. 3.1.27.3). Det kan dog skyldes tilfældigheder og et relativt begrænset antal indsendte vinger til at beskrive fænologien. I de seneste fire jagtsæsoner er der således blot indsendt 45 vinger i alt (fra 14.900 nedlagte fugle), hvoraf nogle i 2022 blev indsendt fra jagt i september, hvor arten har været fredet siden 2020.



Figur 3.1.27.1B. Udbytte af blishøne i jagtsæsonerne 1995/96 – 2023/24 (kun jagt, arten reguleres ikke) og tendenser i udbyttet for perioderne 1995-2023 og 2018-2023.



Figur 3.1.27.2. Geografisk fordeling af udbyttet af blishøne som gennemsnitligt udbytte på kommuneplan i sæsonerne 2019/20 – 2023/24.



Figur 3.1.27.3. Tidsmæssig fordeling af nedlagte blishøns (kun jagt, arten reguleres ikke) vist som gennemsnit ($\pm 95\%$ CI) for jagtsæsonerne 1994/1995 – 2019/20 og 2020/23 – 2023/24.

Forvaltningsmæssige problemstillinger

Blishøne er listet som Livskraftig (LC) på verdensplan (IUCN 2025), men som Næsten Truet (NT) i Europa (IUCN 2025). Den listes som Sårbar (VU) både som ynglefugl og trækfugl på den danske rødliste (Moeslund m.fl. 2023). Flywaybestanden er aktuelt klassificeret i kategori 2Bc under Vandfugleaftalen, med henvisning til, at bestanden er forholdsvis stor, men måske er i længerevarende tilbagegang. Kategoriseringen muliggør jagt på arten, men det skal sikres, at jagten udøves bæredygtigt (AEWA 2023).

Undersøgelser på Harboøre Tange har vist at blishøne, akkurat som svømmeænderne, kan være følsom over for forstyrrelser forårsaget af jagt (Holm m.fl. 2011).

Endvidere er blishønen ubetinget den art, der er mest påvirket af eutrofieringsbetingede nedgange i forekomsten af bundplanter på lavt vand. Hvor svømmeænderne decimeres i antal, men tusindtallige flokke stadig ses i områder med reservater, hvorfra de flyver på natlige fourageringstogter ind på strandenge, i rørsumpe og andre vådområder samt oversvømmede marker, så er responsen fra blishønsene meget mere entydig: De forsvinder næsten helt fra fjorde eller delområder af fjorde uden bundplanter. Det er velbeskrevet fra Ringkøbing Fjord (Meltofte & Clausen 2011), Hjarbæk Fjord og Nibe-Gjøl Bredninger (Clausen & Holm 2011), Mariager Fjord og Odense Fjord (Clausen m.fl. 2014) samt Vejlerne (Lauridsen m.fl. 2021). Erfaringer fra Ringkøbing Fjord og Nibe-Gjøl Bredninger tyder desuden på, at arten ikke i samme omfang som svømmeænderne hurtigt kommer tilbage i stort antal, hvis vegetationen genetableres (jf. de NOVANA-data, der ligger til grund for Nielsen m.fl. 2023, 2024).

Jagtens indflydelse på opnåelse af naturlig bærekapacitet

For blishøne gælder som for pibeand, at grundlaget for en vurdering af jagtens betydning for muligheden for opnåelse af den naturlige bærekapacitet er utilstrækkeligt. Denne problemstilling er uddybet under pibeand, hvorfor der henvises til beskrivelsen for denne art.

Vurdering af gældende jagttid

Det er ikke afklaret hvilke forhold, der forårsager, at blishøne fortsat går tilbage som ynglefugl i Danmark. Madsen m.fl. (2021) giver dog en uddybende forklaring på, hvorfor det sandsynligvis vil være en fordel for ynglefuglebestanden, at jagtstarten er udskudt til 1. oktober. Om den seneste forkortelse af jagtsæsonen kan være medvirkende til den nylige stigning i rastebestanden, er dog for tidligt at vurdere. Der ses faktisk også en stigning i indeks for ynglebestanden de sidste to år (Vikstrøm m.fl. 2023).

I Danmark har rastebestanden de senere år været stigende samtidig med, at jagtudbyttet er faldet markant, så udbyttet aktuelt udgør få procent af den samlede rastebestand. Denne udvikling i bestandsstørrelse og jagtudbytte bidrager til at opfylde Vildtforvaltningsrådets målsætning om en stigende bestand (Madsen m.fl. 2025), i hvert fald på nationalt niveau, og jagten vurderes at være bæredygtig her i landet. De nyeste data fra Wetlands International (2025a) indikerer, at nedgangen, der er set i flywaybestanden, er standset, men endnu ikke vendt til fremgang. Set i forhold til den samlede bestands størrelse er det danske udbytte dog så lavt, at det må være ubetydeligt i forhold til andre faktorerers påvirkning af henholdsvis rekruttering og mortalitet, hvorfor jagten her i landet ikke vurderes at påvirke den internationale raste- og vinterbestand i et omfang, der bidrager i ugunstig retning.

Det samlede udbytte i de 20 lande, som indrapporterede udbytte til Artikel-12 afrapporteringen i 2019 var på 168.300 fugle. Heraf udgjorde det danske udbytte 4,6 % (dette var inden jagttiden for arten blev indskrænket i 2020). Som for flere andre arter nedlægges den største andel i Frankrig (46 %), men Spanien (21,5 %) og Grækenland (12,4 %) har også et relativt stort udbytte. Det meste af dette udbytte tages fra en østligere flywaybestand, der yngler i Rusland, Ukraine, på Balkan og rundt om Middelhavet og overvintrer ved Sortehavet, Middelhavet og i Sahel i Vestafrika. Denne bestand blev i AEWA CSR8 opgjort til 1,7 - 2,8 mio. fugle og i tilbagegang (Wetlands International 2022). Samme vurdering af både bestandens størrelse og udvikling er fremlagt til den kommende AEWA CSR9 (Wetlands International 2025b).

Arten og begge flywaybestande er omfattet af EU-TFRB-arbejdet. Her tyder foreløbige analyser på, at jagten på blishøne er bæredygtig i begge bestandene (Cruz-Flores m.fl. 2024b). Analysen er dog baseret på data, der ikke omfatter de nyeste data fra Wetlands International (2025a, 2025b).

3.1.29 Dobbeltbekkasin

Status for bestand og forvaltning		
Ynglebestand i Danmark	Seneste Artikel 12 (Fredshavn m.fl. 2019b): 1.519 par (min.). Stabil (2007-2018). Nye udkast til Artikel 12 (Fredshavn m.fl. 2025b): 1.470 par. Stigende (2013-2023)	
Flywaybestand	5,27-7,26 mio. Faldende (Europa, IUCN 2025). 7,0-10,0 mio. (Wetlands International 2025b)	
Gældende jagttid	Fra 1982/83:	1. sep – 31. dec
Tidligere jagttid	1967/68-1981/82:	16. aug – 31. dec
Regulering	Nej – ingen regulering	
Udbytte i Danmark	2022/23: 8.509 (2.099 jægere) 2023/24: 6.207 (1.536 jægere) (foreløbigt tal)	
Udbytte i EU	389.700 (gns. 2012-2017; 14/14 lande)	
Tendenser i jagtudbyttet	Ændring / år	Signifikans
1995-2023	-3,7 %	***
2018-2023	-10,5 %	NS
Internationale og nationale listninger	DK rødliste: LC (ynglebestand); LC (trækbestand) Europæisk rødliste (IUCN 2025): VU Global rødliste (IUCN 2019): LC AEWA: B2c	
Bestandsbegrænsende faktorer (yngle- og trækbestand)	Vildtforvaltningsrådets målsætningsnotat (Madsen 2025): Begrænser jagt/regulering bestanden (direkte/indirekte): ? / Sandsynligvis ikke Forstyrrelsesfølsomhed (Middel) Artikel 12: Overgræsning, dræning/vandindvinding og jagt (Middel) EU-TFRB (vurdering af jagttryk i EU, Cruz-Flores m.fl. 2024a): bæredygtig (Europa/S+V Europa og NV Afrika)	
Forvaltningsplaner	Ingen forvaltningsplaner	

Forekomst og bestandsudvikling

I Danmark forekommer dobbeltbekkasin som ynglefugl og som træk- og vintergæst. Den danske ynglebestand blev tidligere estimeret til 2.000-3.000 ynglepar (Dybbro 1976, Grell 1998), hvilket er noget højere end de min. 1.519 ynglepar, der er angivet i Danmarks seneste Artikel 12-afrapportering (Fredshavn m.fl. 2019b). Med forbehold for meget få optalte fugle viser bestandsindekset, baseret på punkttællinger på lang sigt (1984-2023), en signifikant årlig tilbagegang i antallet af danske ynglefugle på 2,9 %. På kort sigt ses indenfor den seneste periode (2014-2023) en tilsvarende tilbagegang på 2,3 %, som dog ikke er signifikant (Vikstrøm m.fl. 2023). I det nye udkast til Artikel 12 er bestanden noteret som stigende i den korte periode (Fredshavn m.fl. 2025b), hvilket tilskrives en ny metode at opgøre udviklingen på. Siden 1970'erne har Atlasundersøgelserne dokumenteret, at udbredelsesområdet langsomt indskrænkes, specielt i det sydlige Jylland og på Øerne. De største og tætteste forekomster findes i Vestjylland og på Læsø, samt lokalt på Vestfyn og Vestsjælland (Vikstrøm & Moshøj 2020).

Den samlede verdensbestand af dobbeltbekkasin er senest opgjort til 15-29 mio., fugle hvoraf 5,27-7,26 mio. udgør den europæiske bestand (IUCN 2025). Langt den største del af den europæiske bestand findes i Rusland, mens 0,844-1,52 mio. fugle, svarende til 422.000-751.000 par findes inden for EU's medlemslande (EU28 (inkl. Storbritannien)) (IUCN 2025). Ifølge det europæiske ynglefugleatlas er der sket en indskrænkning i yngleudbredelsen i artens sydligste yngleområder i Syd- og Centraleuropa gennem de seneste 30 år (Keller m.fl. 2020), ligesom der er registreret en tilbagegang på 36 % i Rusland, som er artens vigtigste yngleområde. Vurderet ud fra midvintertællinger var den europæiske bestand i fremgang frem til midt 1990'erne, hvorefter udviklingen har været stabil/fluktuerende (Wetlands International 2025b).

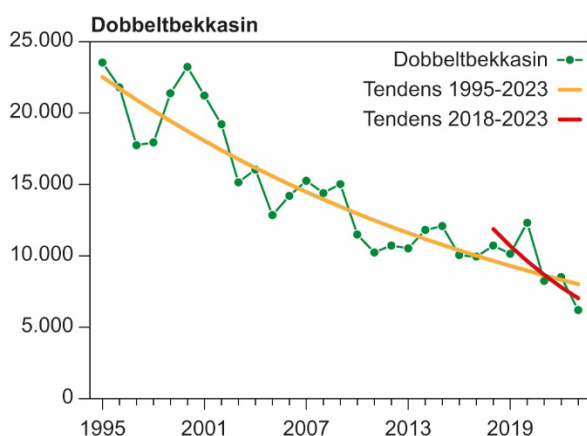
Det skønnes, at Danmark potentielt passerer af 1,8 mio. fugle fra ynglebestande i Norge, Sverige og Finland i perioden juli-november. Hertil kommer et ukendt antal fugle fra europæisk Rusland. Meltofte (1993) vurderer, at der i efterårsperioden raster og fælder op mod 1 mio. fugle i Danmark. En årlig variation i antal og opholdstid i Danmark gennem vintermånederne er sandsynligvis påvirket af varierende vejrforhold og fødeudbud.

Der er ikke vist bestandsudviklingskurver for arten. Det skyldes at de danske indeksskurver fra punkttællingerne sommer og vinter er baseret på henholdsvis 67 og 22 fugle/år (Vikstrøm m.fl. 2023), hvilket skønnes at være alt for lave antal i forhold til den bestand der er i landet. For den internationale bestand var indekssdata ikke klar fra Wetlands International, da vi modtog data for andre bestande i januar 2025.

Jagten i Danmark

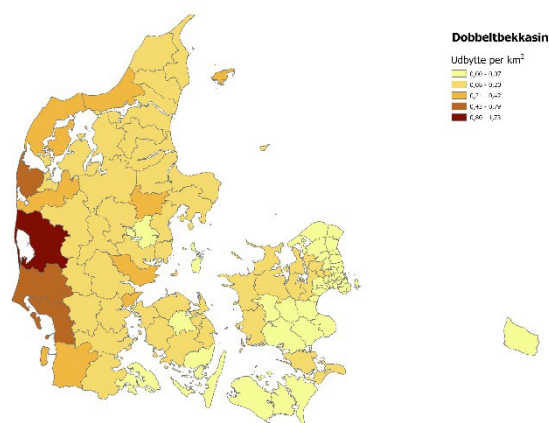
Udbyttet af dobbeltbekkasin i Danmark toppede i 1970'erne med op til 80.000 fugle per sæson, men har siden vist en signifikant tilbagegang til det nuværende niveau på 6.000-10.000 fugle årligt (Fig. 3.1.29.1).

Den geografiske fordeling af udbyttet i perioden 2019-2023 viser, at hovedparten nedlægges i det vestlige Jylland, koncentreret omkring de vestjyske fjorde og Vadehavsregionen (Fig. 3.1.29.2). Udbyttet af dobbeltbekkasin falder gennem jagtsæsonen og fordeler sig med ca. 50 % i september, 30 % i oktober, faldende til ca. 5 % i december (Fig. 3.1.29.3).



Figur 3.1.29.1. Jagtudbyttet af dobbeltbekkasin i Danmark i jagtsæsonerne 1995/96 – 2023/24 med angivelse af tendenser i jagtudbyttet i perioderne 1995/96-2023/24 og 2018/19-2023/24. Indtil 2003 inkluderer tallene udbyttet af enkeltbekkasin, ca. 1.000-4.000 fugle årligt.

Den tidsmæssige fordeling af udbyttet af dobbeltbekkasin har ikke ændret sig væsentlig siden 1994 (Figur 3.1.29.3). En mere detaljeret gennemgang viser dog, at der er sket et svagt fald i afskydningen tidligt i sæsonen gennem de seneste 10-20 år, hvilket kan indikere et senere tiltræk og evt. længere opholdstider i Danmark. Vingeundersøgelsen viser, at andelen af nedlagte ungfugle ligger stabilt på ca. 75 % gennem hele sæsonen (gennemsnit 1995-2023).



Figur 3.1.29.2. Geografisk fordeling af jagtudbyttet af dobbeltbekkasin vist som gennemsnitligt udbytte på kommuneplan i sæsonerne 2019/20-2023/24.

Forvaltningsmæssige problemstillinger

Dobbeltbekkasin er listet som Livskraftig (LC) på verdensplan, men er oplistet til Sårbar (VU) i Europa (IUCN 2025). Den vestsibiriske, nord- og vesteuropæiske samt nordvestafrikanske flywaybestand er listet i kategori B2c under Vandfugleaftalen (AEWA 2023), en listning, der også foreslås i den nye AEWA CSR9 (Wetlands International 2525b). Tilbagegangen i den danske ynglebestand af dobbeltbekkasin medførte, at arten ved rødlisterevisionen i 2009 blev oplistet fra kategorien Livskraftig (LC) til Næsten Truet (NT) på den danske Rødliste (Pihl & Flensted 2011). Den seneste rødlistevurdering ændrer dog ynglebestandens status til Livskraftig (LC) på baggrund af de seneste 10 års stabilitet (Moeslund m.fl. 2023).

Afvanding, dræning og opdyrkning af våde ferske enge samt overgræsning vurderes som de faktorer, der har og er mest negativt betydende for bestandsudviklingen af dobbeltbekkasin i hele dens udbredelsesområde (IUCN 2025).

Dobbeltbekkasin kan under jagt forveksles med enkeltbekkasin og tredækker. Disse arter er dog relativt fåtaligt forekommende i Danmark, og kun registreret fåtaligt i Vildtudbyttestatistikken og Vingeundersøgelsen. Der var jagttid på enkeltbekkasin i Danmark frem til 2003/04.

Jagtens indflydelse på den naturlige bærekapacitet

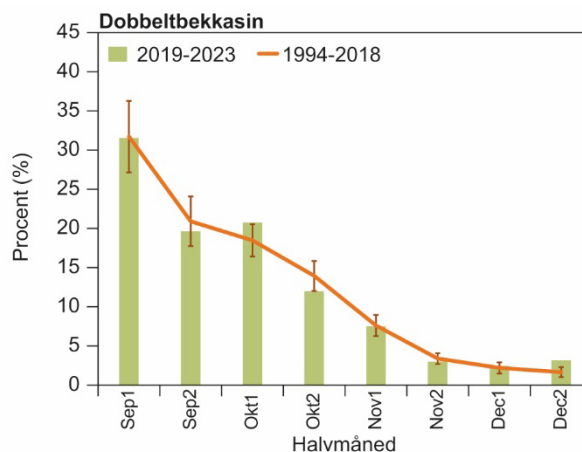
Som i hele udbredelsesområdet er den danske ynglebestand af dobbeltbekkasin primært begrænset af forekomsten af egnede ynglehabitater. Jagt på dobbeltbekkasin i Danmark vurderes ikke at være af afgørende betydning for ynglebestanden, da andelen af danske fugle i udbyttet, vurderet på baggrund af isotopanalyser af fjerprøver fra nedlagte fugle, er estimeret til ikke at udgøre mere end 1 % af de fugle, der årligt nedlægges i Danmark (Christensen 2016). Dertil kommer at der primært skydes ungfugle (75 %), som må formodes at have en højere naturlig dødelighed end gamle fugle.

Det vurderes, at jagtlig aktivitet sandsynligvis ikke påvirker dobbeltbekkasin i en grad, der har betydning for bestandens mulighed for at opnå naturlig bærekapacitet.

Vurdering af gældende jagttid

Med en jagttid fra 1. september til 31. december vurderes det, at den nuværende jagt på dobbeltbekkasin i Danmark er bæredygtig både nationalt og globalt set. Baggrunden for vurderingen er, at det jagtlige udtag i Danmark er ubetydeligt i forhold til den samlede flywaybestand, samt at udtaget primært rammer ungfugle (75 %). Sandsynligheden for at nedlægge danske ynglefugle er til stede, men vurderes p.t. som meget lille, da skandinaviske og russiske fugle vil være antalsmæssigt dominerende i Danmark gennem hele jagsæsonen (cf. Meltofte 1993, Christensen 2016).

Arten og den flywaybestand, der berører Danmark, er omfattet af EU-TFRB-arbejdet. På europæisk niveau udgør det samlede årlige udbytte ca. 5 % af den samlede europæiske bestand. Det kan derfor ikke udelukkes, at jagt generelt har en mindre effekt på bestandsudviklingen, men EU-TFRB-analysen antyder, at jagten i EU er bæredygtig (Cruz-Flores m.fl. 2024a). Analysen er baseret på data, der ikke omfatter de nyeste data fra Wetlands International (2025a, 2025b).



Figur 3.1.29.3. Tidsmæssig fordeling af nedlagte dobbeltbekkasiner (jagt og regulering) vist som gennemsnit ($\pm 95\%$ CI) for jagsæsonerne 1994/1995 – 2013/14 og 2018/19 – 2023/24.

3.1.30 Skovsneppe

Status for bestand og forvaltning		
Ynglebestand i Danmark	Seneste Artikel 12 (Fredshavn m.fl. 2019b): 2.000 par. Status ukendt (2007-2018) Nye udkast til Artikel 12 (Fredshavn m.fl. 2025b): 1.650 par. Faldende (2013-2023)	
Europæisk bestand	15-20 mio. Faldende. (Wetlands International 2025b)	
Gældende jagttid	Fra 2011/12:	1. okt – 31. jan
Tidligere jagttid	2004/05-2010/11:	1. okt – 15. jan
Regulering	Nej – ingen regulering	
Udbytte i Danmark	2022/23: 50.947 (14.754 jægere) 2023/24: 53.483 (15.102 jægere) (foreløbigt tal)	
Udbytte i EU	2,3 – 3,4 mio. (gns. 2012-2017; 15/16 lande)	
Tendenser i jagtudbyttet	Ændring / år	Signifikans
1995-2023	2,3 %	***
2018-2023	4,6 %	ns
Internationale og nationale listninger	DK rødliste: LC (ynglebestand) Europæisk rødliste: LC Global rødliste: LC AEWA: B2c	
Bestandsbegrænsende faktorer (ynglebestand)	Vildtforvaltningsrådets målsætningsnotat (Madsen 2025): Begrænser jagt/regulering bestanden (direkte/indirekte): Muligvis / sandsynligvis ikke. Forstyrrelsesfølsomhed (Lav) Artikel 12: Jagt: Middel	
Forvaltningsplaner	Ingen	

Forekomst og bestandsudvikling

Skovsneppe forekommer som ynglefugl, på træk og som fåtallig vintergæst i Danmark. Vurderet ud fra de landsdækkende Atlas-undersøgelser (Atlas I og II) af Danmarks ynglefugle, var ynglebestanden af skovsneppe i fremgang fra midten af 1970'erne til midten af 1990'erne, hvor ynglebestanden blev vurderet til 1.500-2.000 par (Grell 1998). Ynglebestanden blev i Atlas III (2014-2017) ikke vurderet, men antallet af kvadrater med sikker/sandsynlig ynglende skovsneppe faldt en smule (Vikstrøm & Moshøj 2020). Den seneste rødlistevurdering (2019) angiver en stabil bestand bestående af under 10.000 voksne individer, og Fredshavn m.fl. (2019b) angiver 2.000 ynglepar i den seneste Artikel 12-afrapportering. I det nye udkast til Artikel 12 er bestanden dog nedjusteret og bestanden noteret som faldende (Fredshavn m.fl. 2025b). Det reelle antal ynglende skovsneppe kendes ikke, da hanner kan have flere hunner i deres territorier (Cramp & Simmons 1983).

Den europæiske flywaybestand af skovsneppe, som de danske fugle tilhører er i seneste AEWA CSR8 vurderet til 15-20 mio. fugle, og som værende i tilbagegang (Wetlands International 2022). Den Europæiske bestand er senest vurderet til 9,79-13,5 mio., hvoraf langt den største del af bestanden, 6-7 mio. territoriale hanner, findes i den europæiske del af Rusland. Der foreligger ingen national status af bestanden i Rusland, men den Europæiske bestand, inkl. Europæisk Rusland, vurderes i tilbagegang (IUCN 2025). Skovsneppe overvintrer hovedsageligt i Benelux-landene, Frankrig og Storbritannien. Det angives, at flere hundrede tusinde fugle årligt trækker gennem Danmark (Meltofte 1993).

Afhængig af vintertemperaturene overvintrer skovsneppe i varierende antal i Danmark, men de data der findes fra punkttællingerne er baseret på så få fugle (gennemsnitligt 6 fugle/vinter; Vikstrøm m.fl. 2023), at det ikke giver mening at vise en bestandskurve. Vurderet ud fra jagtudbyttets sæsonfordeling siden 1994/95, med flere skovsneppe nedlagt i perioden december-januar (se Fig. 3.1.30.3), er der en tendens til, at antallet af overvintrende skovsneppe er stigende i Danmark.

Denne ændring kan afspejle, at skovsnepperne overvintrer i større antal længere mod nord end tidligere, som følge af mildere vintre.

Jagten i Danmark

Jagtudbyttet for skovsnepper har svinget mellem 10.000 og 40.000 per sæson i perioden fra 1940 til 1990. Derefter viste udbyttet en svag stigning frem til 2008 og 2009, hvor der blev registreret rekordhøje udbytter på mere end 60.000 individer (Figur 3.1.30.1). I 2010 og 2011 (kolde vintre) faldt antallet til under 30.000 individer, men har siden vist en markant stigning til et nuværende niveau på omkring 50.000 skovsnepper årligt. De fleste skovsnepper nedlægges i Vestjylland. Fanø og Læsø er traditionelle hotspots for sneppejagt under efterårs-trækket (Fig. 3.1.30.2).

Sæsonfordelingen af udbyttet viser en markant top i første halvdel af november (Figur 3.1.17.3), hvilket hænger sammen med et stort tiltræk af Skandinaviske og Russiske ynglefugle.

Ud fra DNA-kønsbestemmelse, kombineret med aldersfordelingen fra vingeundersøgelsen, er det estimeret, at udbyttet i Danmark udgøres af 37 % unge hunner, 27 % unge hanner, 16 % gamle hunner og 20 % gamle hanner (Christensen m.fl. 2017). At der skydes flere unge hunner end hanner kan hænge sammen med, at de unge hunner trækker tidligere mod syd i efteråret, og dermed er udsat for jagt gennem en længere periode end de unge hanner, som ankommer senere sammen med de gamle fugle.

Forvaltningsmæssige problemstillinger

Skovsnepper er listet som Livskraftig (LC) både på verdensplan og i Europa (IUCN 2025) samt i den danske rødliste (Moeslund m.fl. 2023). Den europæiske flywaybestand er under Vandfugleaftalen listet i kategorien B2c, hvilket angiver, at arten er talrig, men udviser langsigtet tilbagegang (AEWA 2023). Denne listning foreslås opretholdt i den kommende AEWA CSR9 (Wetlands International).

Forvaltningsmæssigt er udfordringen med skovsnepper, at bestandsopgørelser er meget usikre. Både i yngletiden, under trækket og i vinterperioden forekommer skovsnepper spredt i landskabet og er primært nataktiv, og dermed svært at registrere systematisk. Jægerens udbytte kan være udtryk for bestandsændringer, men udviklingen i udbyttet kan også være et resultat af ændringer i overvintringsområder, som nævnt ovenfor.

Med hensyn til den danske ynglebestand af skovsnepper, er der en udfordring i forhold til manglende viden om, hvor stor en andel danske ynglefugle udgør i det samlede udbytte af skovsnepper.

Jagtens indflydelse på opnåelse af naturlig bærekraftig kapacitet

Andelen af danske ynglefugle i det samlede udbytte er ukendt. Det er derfor ikke muligt at vurdere indflydelsen af jagt i Danmark på den danske ynglebestand af skovsnepper. Jagt angives muligvis at kunne have en begrænsende effekt på bestanden, men da størstedelen af de danske ynglefugle allerede i november er trukket til vinterområder længere mod sydvest (Bønløkke m.fl. 2006), nedlægges der overvejende trækfugle fra yngleområderne nord og øst for Danmark, som i stort antal ankommer til Vesteuropa medio oktober-ultimo november. Blandt de relativt få skovsnepper der nedlægges i starten af oktober, kan det dog forventes, at en større andel repræsenterer danske ynglefugle, men det reelle tal er ukendt.

Jagt på skovsnepper er intensiv i det sydvestlige Europa, hvor der alene i Frankrig nedlægges mere end 1 mio. fugle. Danske trækfugle vil udsættes for jagt gennem vinteren i landene syd for Danmark, men vil i disse områder være blandet op med millioner af fugle fra andre bestande.

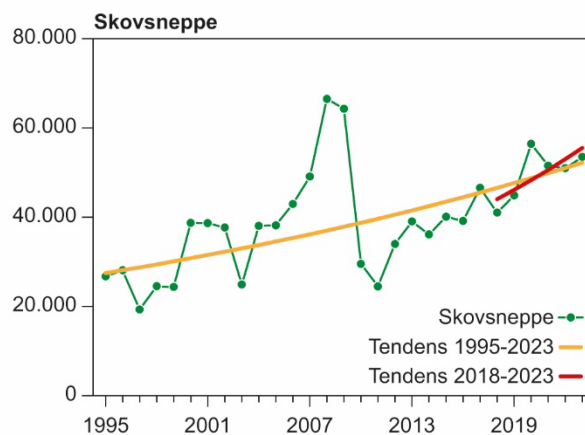
Jagt har sandsynligvis ingen indirekte effekt på bestanden gennem forstyrrelse af fouragerende og rastende fugle. Dette begrundes i artens meget spredte forekomst og, at skovsnepper primært er nataktive.

Vurdering af gældende jagttid

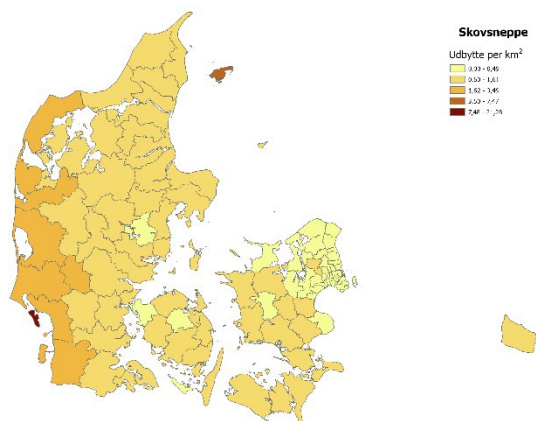
Den nuværende jagttid dækker perioden 1. oktober til 31. januar. Seneste ændring i jagttiden skete i 2011/12, hvor sæsonen blev udvidet med 16 dage fra 15. til 31. januar.

I relation til jagt på den danske ynglebestand vurderes det, at der ikke er behov for ændringer mht. starttidspunktet for jagt, da andelen af skovsnepper der nedlægges i oktober, er faldende, og nu kun udgør under 10 % af sæsonudbyttet.

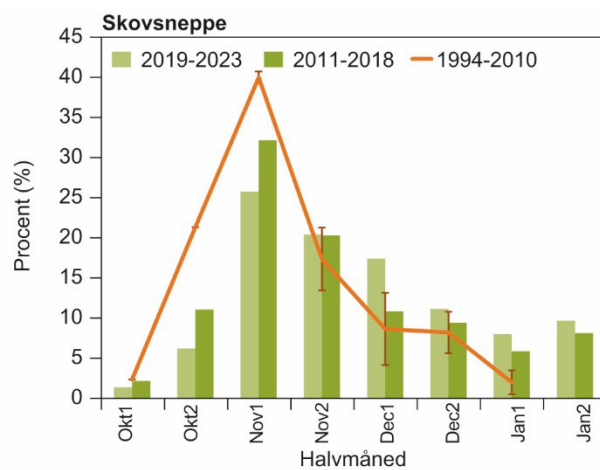
Det vurderes ikke, at udvidelsen af jagttiden i 2011 er årsag til fremgangen i udbyttet, som snarere afspejler, at fuglene responderer på et mildere vinterklima.



Figur 3.1.30.1. Jagtudbyttet af skovsnepper i Danmark i jagtsæsonerne 1995/96 - 2023/24 med angivelse af tendenser i jagtudbyttet af skovsnepper i perioderne 1995/96 - 2023/24 og 2018/19 - 2023/24.



Figur 3.1.30.2. Geografisk fordeling af jagtudbyttet af skovsnepper vist som gennemsnitligt udbytte per km² på kommuneplan for sæsonerne 2019/20 – 2023/24.



Figur 3.1.30.3. Tidsmæssig fordeling af udbyttet af skovsnepper vist som gennemsnit ($\pm 95\%$ CI) for perioderne 1994/95-2010/11, 2011/12-2018/19 og 2019/20-2023/24 fordelt på halvmåneder.

3.1.31 Sølvmåge

Status for bestand og forvaltning		
Ynglebestand i Danmark	Seneste vurdering (2024): 80.000 par (Bregnballe/DCE upubl. data)	
Flywaybestand	<i>L.a. argentatus</i> : 860.000-1.000.000. Faldende (Wetlands International 2025a; 2025b)	
Gældende jagttid	Fra 2018/19:	1. sep – 31. jan (se dog regionale jagttider)
Tidligere jagttid	2014/15-2017/18	Ingen jagttid
Regulering	Ja - med forudgående tilladelse (jf. Vildtskadebekendtgørelsen, BEK nr. 1408 af 03/10/2022).	
Udbytte i Danmark	2022/23: 8.753 (973 jægere) 2023/24: 7.789 (791 jægere) (foreløbigt tal)	
Udbytte i EU	61.000 (gns. 2012-2017; 5/5 lande)	
Tendenser i jagtudbyttet	Ændring / år	Signifikans
1995-2023	-4,8 %	***
2018-2023	-9,0 %	*
Internationale og nationale listninger	DK rødliste: LC (ynglebestand) Europæisk rødliste: LC Global rødliste: LC AEWA: B2c2e	
Bestandsbegrænsende faktorer (ynglebestand)	Vildtforvaltningsrådets målsætningsnotat (Madsen 2025): Begrænser jagt/regulering bestanden (direkte/indirekte): Ja, lokalt / ? Forstyrrelsesfølsomhed (Lav) Artikel 12: Rekreative aktiviteter (Middel)	
Nord- og Nordvesteuropæiske bestand	EU-TFRB (vurdering af jagttryk i EU, Cruz-Flores m.fl. 2024b): ikke bæredygtig; inklusive regulering	
Forvaltningsplaner	Ingen	

Forekomst og bestandsudvikling

Sølvmåge er en almindelig ynglefugl i Danmark og den mest talrige af landets ynglende måger. Den træffes året rundt, dels fordi størsteparten af de danske ynglefugle er standfugle, dels fordi landet besøges af trækfugle fra de store ynglebestande i Norge, Sverige, Finland, Estland og Rusland (Kola-halvøen). Den samlede nord- og nordvesteuropæiske bestand (underarten *L. a. argentatus*) vurderes til 860.000-1.000.000 fugle og som værende i tilbagegang (Wetlands International 2025b). En anden bestand (underarten *L. a. argenteus*) yngler bl.a. på Island og De Britiske Øer.

Før 1950 var den danske ynglebestand af sølvmåge kun på nogle få tusind par, men bestanden gik kraftigt frem i anden halvdel af 1900-tallet, særligt fra 1950'erne og frem til 1970 (Bregnballe & Lyngs 2014). Fremgangen mentes at være forårsaget af øget adgang til menneskeskabte fødekilder, bl.a. fra lossepladser og fiskeri (Bregnballe & Lyngs 2014). Bestanden er senest opgjort til ca. 80.000 par i 2024 (T. Bregnballe upubl.), hvilket er

en tilbagegang siden bestanden omkring 2018 blev opgjort til ca. 86.000 par (Fredshavn m.fl. 2019b). Dette nye estimat forventes medtaget i den nye Artikel 12-afrapportering. De danske fugle er både stand-, strejf- og trækfugle, men spredningen uden for yngleperioden sker hovedsageligt inden for Danmark og til vores nærmeste nabolande (Bønløkke m.fl. 2006).

Sølvmågen har de seneste årtier øget sin yngleudbredelse i Danmark, blandt andet som en følge af, at arten i øget omfang er begyndt at yngle på hustage i byerne (Bregnballe & Lyngs 2014, Vikstrøm & Moshøj 2020). Dansk Ornitologisk Forenings punktællinger viser, at der fra 2014-2023 har været et faldende antal fugle om vinteren, mens udviklingen i antallet om sommeren er usikker (Fig. 3.1.31.1A, Vikstrøm m.fl. 2023).

Jagten i Danmark

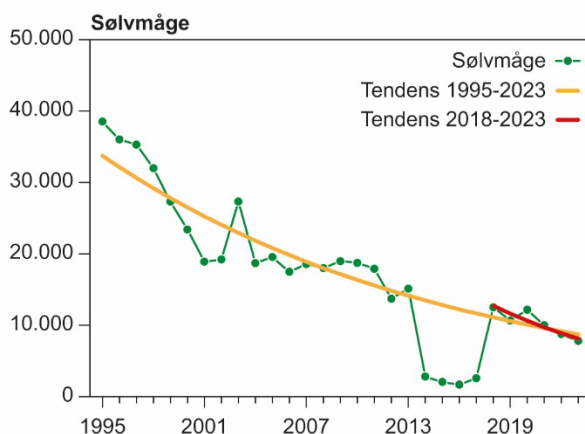
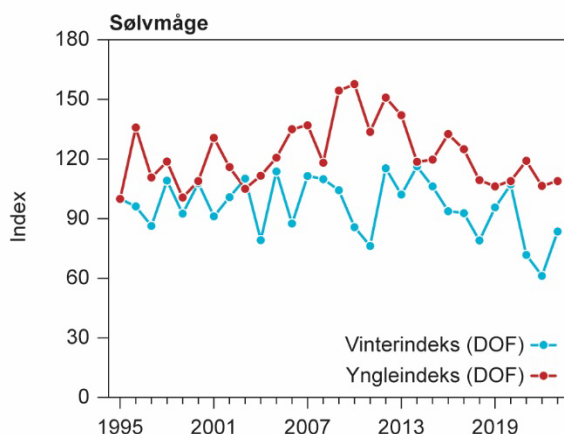
Sølvmåge blev jagtfredet i 2014, hvilket også var tilfældet for de andre store måger, sildemåge og svartbag. I 2018 blev sølvmåge igen jagtbar som den eneste mågeart.

Jagtudbyttet af sølvmåge var faldende over en længere år-række frem til fredningen, fra over 30.000 årligt i starten af 1990'erne til et stabilt niveau på 15.000-20.000 fugle fra år 2000 til 2013 (Christensen m.fl. 2013, Fig. 3.1.31.1B). Efter at arten igen blev jagtbar i 2018, blev der de første jagtsæsoner nedlagt mellem 10.000 og 12.500 sølvmåger, men antallet har været faldende siden (Fig. 3.1.31.1B).

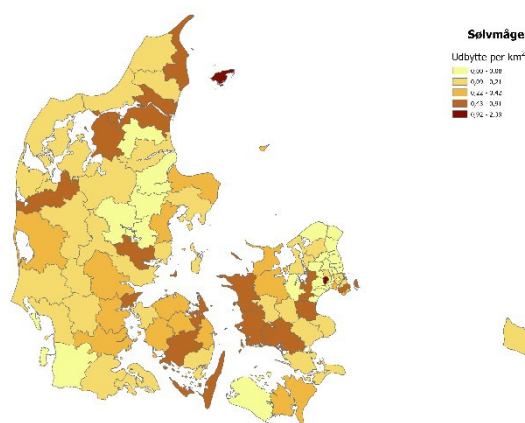
Den geografiske fordeling af nedlagte sølvmåger (Fig. 3.1.31.2) afspejler til en vis grad, hvor sølvmåger er nedlagt i forbindelse med regulering. Antallet af nedlagte sølvmåger varierer meget fra kommune til kommune, og kommunerne med de højeste andele af de nedlagte sølvmåger er fordelt over hele landet.

Jagtudbyttet af sølvmåger er jævnt fordelt over hele jagtsæsonen (Fig. 3.1.31.3). I den opgørelse indgår dog ikke sølvmåger, der er nedlagt i forbindelse med regulering uden for jagtsæsonen.

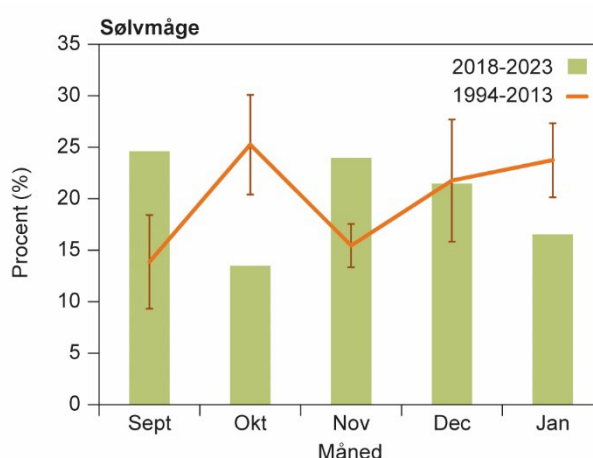
Sølvmåge kan reguleres efter forudgående tilladelse i henhold til vildtskadebekendtgørelsen. I perioden 2014-2017, hvor der ikke var jagttid på arten, blev der i gennemsnit nedlagt ca. 2.300 sølvmåger pr. år i forbindelse med regulering.



Figur 3.1.31.1A. Bestandsindeks for sølvmåge ud fra DOFs yngle- og vinterpunktællinger 1995-2023 og **B.** jagtudbyttet af sølvmåge i jagt-sæsonerne 1995/96 – 2019/20 og tendenser i udbyttet for perioderne 1995-2023 og 2018-2023.



Figur 3.1.31.2. Geografisk fordeling af jagtudbyttet af sølvmåge vist som gennemsnitligt udbytte på kommuneplan i sæsonerne 2019/20 – 2023/24.



Figur 3.1.31.3. Tidsmæssig fordeling af nedlagte sølvmåger (jagt og regulering) vist som gennemsnit ($\pm 95\%$ CI) for jagtsæsonerne 1994/1995 – 2018/19 og 2019/20 – 2023/24 fordelt på måneder.

Forvaltningsmæssige problemstillinger

Sølvmåge yngler set udelukkende i Europa. Bestanden er på både den europæiske og den globale rødliste klassificeret som Livskraftig (LC) (IUCN 2025). Arten har været i tilbagegang gennem en årrække, men tilbagegangen er vurderet at være under 30 % over de seneste 10 år eller tre generationer, hvorfor bestanden er vurderet til at være livskraftig (IUCN 2025). Sølvmåge er listet i kategori B2c B2e under Vandfugleaftalen (AEWA 2023), hvilket betyder, at der kan være jagt på arten, men det skal sikres, at jagten udøves bæredygtigt. Disse listninger foreslås opretholdt i udkastet til AEWA CSR9 (Wetlands International 2025b).

I forbindelse med jagt på måger er der risiko for forveksling af arterne. Det gælder i særlig grad ungfuglene. Dette kan medføre den forvaltningsmæssige problemstilling, at der under jagt på én art bliver nedlagt individer af andre, mere sårbare, arter. Unge sølvmåger kan således nemt forveksles med unge sildemåger og svartbager samt andre mere fåtalligt forekommende arter. Overordnet anses hverken sildemåge eller svartbager for at være truede, men for underarten baltisk sildemåge er sagen en

anden, idet bestanden er lille og har været i tilbagegang i mange år. Baltisk sildemåge har tidligere ynglet med over 1.000 par på Ertholmene, men den er nu formentlig forsvundet som dansk ynglefugl (Lyngs 1992, Christensen m.fl. 2022). Den forekommer fortsat som en sjælden trækgæst i landets østlige del (Christensen m.fl. 2022). For at begrænse risikoen for, at baltiske sildemåger nedlægges, starter jagttiden på sølvmåge først 1. november i 20 kommuner i den østlige del af landet.

Fra Danmark foreligger der en del eksempler på, at ynglende sølvmåger kan have direkte negativ indflydelse på yngleforekomsten af andre arter af ynglefugle (se f.eks. Bregnballe m.fl. 2015). Ynglende sølvmåger kan prædere æg og unger af andre arter af kystfugle og i sjældne tilfælde også voksne individer af andre arter (jf. Therkildsen & Bregnballe 2016). I mange områder er det registreret, at en markant vækst i antallet af ynglende sølvmåger på småøer og holme har betydet, at andre arter såsom hættemåge og splitterne er forsvundet (Bregnballe m.fl. 2015, Therkildsen & Bregnballe 2016).

Det vurderes, at de store mågers påvirkning af andre ynglefugle ikke kan løses ved en generel jagttid. Benyttelse af en målrettet regulering på de ynglesteder, hvor de store måger forårsager problemer, vurderes at være en mere effektiv fremgangsmåde til beskyttelse af andre arter af ynglefugle.

Bedømt ud fra ringmærkningsdata er en stor andel af de store måger, der bliver nedlagt i Danmark, vintergæster fra nordligere yngleområder (Bønløkke m.fl. 2006), men den præcise fordeling på danske og udenlandske måger kendes ikke.

Bestandene af de store måger, herunder sølvmåge, gik markant frem i løbet af 1900-tallet, blandt andet som følge af øget menneskeskabt fødetilgængelighed på lossepladser og i forbindelse med fiskeriet, men også bedre beskyttelse i form af jagtrestriktioner, ynglefuglereservater og ophør af ægindsamling menes at have haft betydning (Cramp & Simmons 1983, Bregnballe & Lyngs 2014, Therkildsen & Bregnballe 2016). DCE vurderer, at adgang til menneskeskabte fødekilder fortsat er en af de vigtigste faktorer, der påvirker udviklingen i den danske ynglebestand af sølvmåge. Mange observationer tyder på, at udbuddet af føde i yngletiden i mange tilfælde spiller en altafgørende rolle for sølvmågernes ynglesucces. I Danmark er der et stort udbud af potentielle ynglepladser for sølvmåge.

Vurdering af gældende jagttid

Den danske bestand af ynglende sølvmåger voksede fra omkring 62.000 par i 1996 til omkring 86.000 par i 2010 (Bregnballe & Lyngs 2014), selv om der var jagt på arten. Det er dog sandsynligt, at jagt har haft en dæmpende effekt på vækstraten i bestanden. Det nuværende jagttryk, hvor jagtudbyttet er væsentligt lavere end i starten af 1990'erne, vurderes at have en beskedne påvirkning af bestanden. En jagttid vil ikke ændre behovet for at kunne regulere sølvmåger, da behovet for regulering af skadevoldende måger ofte ikke er tidsmæssigt sammenfaldende med jagtsæsonen, og konflikterne med arten ofte findes på steder, hvor der ikke kan/må drives jagt.

Den nuværende jagttid, med en specifik særfredning af måger i september og oktober i det sydøstlige Danmark, vurderes som værende effektiv med hensyn til at undgå utilsigtet nedlæggelse af den baltiske underart af sildemåge.

Arten og den nord- og nordvesteuropæiske flywaybestand er omfattet af EU-TFRB-arbejdet. Her tyder foreløbige analyser på, at bæredygtigheden af jagten og reguleringen ikke synes bæredygtig, og derfor bør adresseres (Cruz-Flores m.fl. 2024b).

3.1.32 Ringdue

Status for bestand og forvaltning		
Ynglebestand i Danmark	Seneste Artikel 12 (Fredshavn m.fl. 2019b): 319.307 par. Stabil (2007-2018) Nye udkast til Artikel 12 (Fredshavn m.fl. 2025b): 270.269 par. Stabil (2013-2023)	
Flywaybestand	41,4-57,6 mio. Stigende (Europa, IUCN 2025).	
Gældende jagttid	Fra 2022/23: 11. nov – 31. jan	
Tidligere jagttid	2020/21-2021/22: 10. nov – 31. jan 2018/19-2019/20: 16. okt – 31. jan	
Regulering	Ja - med forudgående tilladelse (jf. Vildtskadebekendtgørelsen, BEK nr. 1408 af 03/10/2022).	
Udbytte i Danmark	2022/23: 147.115 (12.715 jægere) 2023/24: 122.149 (7.041 jægere) (foreløbigt tal)	
Udbytte i EU	10,57 mio. (gns. 2012-2017; 22/26 lande)	
Tendenser i jagtudbyttet	Ændring / år	Signifikans
1995-2023	-2,5 %	***
2018-2023	-2,8 %	ns
Internationale og nationale listninger	DK rødliste: LC (ynglebestand) Europæisk rødliste: LC Global rødliste: LC	
Bestandsbegrænsende faktorer (yngle- og trækbestand)	Vildtforvaltningsrådets målsætningsnotat (Madsen 2025): Begrænser jagt/regulering bestanden (direkte/indirekte): Sandsynligvis ikke / Nej. Forstyrrelsesfølsomhed (Lav) Artikel 12: Ingen påvirkning	
Forvaltningsplaner	Ingen	

Forekomst og bestandsudvikling

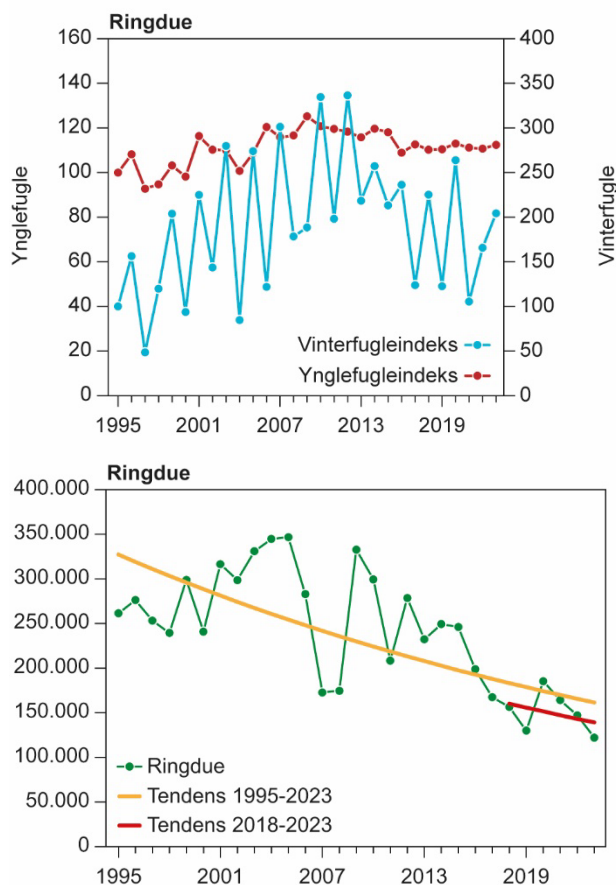
Ringduen er udbredt i hele Danmark både sommer og vinter. I yngletiden findes den tætteste bestand særligt i de østlige dele af landet, hvor også nordfra kommende trækfugle optræder i størst antal (Vikstrøm & Moshøj 2020). Arten er både i Danmark og det øvrige Europa i stigende omfang begyndt at yngle i bynære omgivelser (Fey m.fl. 2015, Sakhvon & Kövér 2020). Den danske ynglebestand er i seneste Artikel 12 opgjort til ca. 319.000 par (Fredshavn m.fl. 2019b), og viser i perioden 1976-2023 en generel fremgang på 1,1 % per år (Vikstrøm m.fl. 2023). Særligt op gennem 80'erne og 90'erne sås en markant stigning i bestanden. Det danske vinterfugleindeks viser over samme årrække også en stigning, svarende til 2,0 % per år, med en del årlig variation. I et kortere perspektiv (2014-2023) viser ynglefugleindekset en nogenlunde stabil udvikling (-0,6 % per år, ikke signifikant), mens vinterfugleindekset viser en faldende trend på -3,7 % per år (Fig. 3.1.32.1A, Vikstrøm m.fl. 2023). Både sommer- og vinterbestanden lader således til at være stagneret. I det nye udkast til artikel 12 er bestandsestimateret nedjusteret (Fredshavn m.fl. 2025b), hvilket skyldes et metodeskift.

Danmark passeres i træktiden af nordiske ynglefugle på træk fra Norge, Sverige og Finland, og dele af disse bestande overvintrer her i landet. En del af den langsigtede stigning i vinterfugleindekset relaterer sig således formentlig til, at en større andel af de nordiske (og måske danske) fugle overvintrer her i landet. Den norske bestand har vist en relativ stabil udvikling de seneste år (NINA 2025), mens den svenske fortsat er stigende (Green m.fl. 2024). Den samlede europæiske bestand har gennemgået en omtrentlig fordobling i perioden fra 1990 og frem til i dag (PECBMS 2023).

Jagten i Danmark

Udbyttet af ringdue i Danmark viste i perioden fra 1940'erne til slutningen af 1960'erne en stigning fra ca. 130.000 til ca. 500.000 fugle, hvorefter udbyttet faldt til et niveau på ca. 350.000 fugle årligt (Vildtudbyttestatistikken 2025). Ændringer i jagttiden i 1994, 2007 og 2011 (bortfald af jagt i hhv. august, september og oktober) medførte markante fald i udbyttet, således at trenden i antallet af nedlagte fugle i disse år ikke afspejlede den samtidige stigning i bestanden (Fig. 3.1.32.1B). I perioden 1995-2023 er udbyttet faldet med 2,5 % per år, mens

faldet i perioden 2018-2023 svarer til 2,8 % per år. Det samlede udbytte i jagtsæsonen 2023/24 var ca. 122.000 fugle. En ukendt andel af de årlige udbytter er nedlagt ved regulering (Holm & Nielsen 2014). De fleste ringduer nedlægges på Sjælland og Fyn (Fig. 3.1.32.2), hvilket givetvis afspejler en større tæthed af arten i disse dele af landet end i det øvrige Danmark.



Forvaltningsmæssige problemstillinger

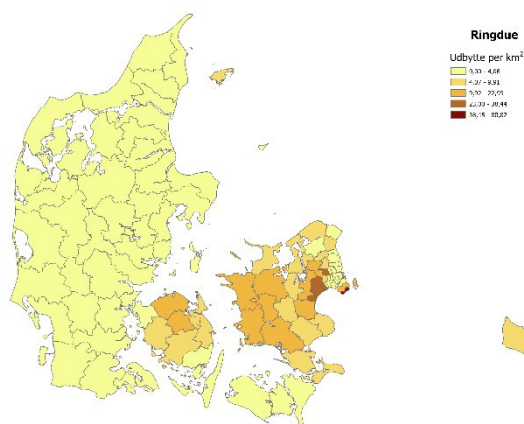
Ringdue rapporteres i nogle områder som skadevolder på markafgrøder både forår og efterår, men der findes aktuelt ingen kvantitative data på skadernes art og omfang, så problemets reelle størrelse er ukendt. De senere års indskrænkninger i jagttiden er i nogen grad blevet

afløst af en stigning i reguleringsindsatsen (Holm & Nielsen 2014).

I foråret og efteråret er der risiko for at nedlægge aktivt ynglende ringduer (Holm & Nielsen 2014, Clausen 2014). Denne problematik er sandsynligvis størst i det tidlige efterår, hvor andelen af aktivt ynglende fugle stadig er relativ stor og antallet af reguleringsstilladelser, jf. Vildtskadebekendtgørelsens § 18, relativt højt (Clausen 2014, Clausen & Christensen 2015). Risikoen for at nedlægge ynglende individer ved regulering kan mindskes ved udelukkende at nedlægge duer, der optræder i flok. Ringduen er listet som 'Livskraftig' både nationalt, i Europa og globalt, og vurderes for nuværende ikke at være truet.

Vurdering af gældende jagttid

Baseret på ringduens bestandsudvikling gennem de seneste årtier i både Danmark og det øvrige Europa, må det antages, at den samtidige jagtlige udnyttelse ikke har forhindret en bestandstilvækst. De bestande, der jages i Danmark, er store og enten i fremgang eller stabile. De nationale indeks indikerer imidlertid, at bestandstilvæksten for nuværende er stoppet i Danmark. Effekterne af jagttidsændringerne i nyere tid (2007, 2011, 2018 og 2020) er svære at kvantificere præcist som følge af en samtidig stigning i reguleringsindsatsen, men har overordnet set resulteret i et lavere udbytte. Med den nuværende sæsonstart 11. november, må det formodes, at den etiske problemstilling vedrørende risikoen for at skyde aktivt ynglende fugle i forbindelse med jagt er minimeret.



3.1.33 Krage

Status for bestand og forvaltning		
Ynglebestand i Danmark	Seneste Artikel 12 (Fredshavn m.fl. 2019b): 137.497 par. Stigende (2007-2018) Nye udkast til Artikel 12 (Fredshavn m.fl. 2025b): 130.000 par. Faldende (2013-2023) I Artikel 12 er der ikke sondret mellem gråkrage og sortkrage.	
Flywaybestand	16,28 – 27,5 mio. (Europa, IUCN 2025).	
Gældende jagttid	Fra 1995/96:	1. sep – 31. jan
Tidligere jagttid	1982 -1994:	Kun regulering men hele året
Regulering	Ja - med forudgående tilladelse (jf. Vildtskadebekendtgørelsen, BEK nr. 1408 af 03/10/2022).	
Udbytte i Danmark	2022/23: 53.167 (5.754 jægere) 2023/24: 41.871 (4.889 jægere) (foreløbigt tal)	
Udbytte i EU	1,53 mill. (gns. 2012-2017; 19/19 lande)	
Tendenser i udbyttet	Ændring / år	Signifikans
1995-2023	-1,8 %	*
2018-2023	-7,6 %	*
Internationale og nationale listninger	DK rødliste: LC (ynglebestand) Europæisk rødliste: LC Global rødliste: LC	
Bestandsbegrænsende faktorer (ynglebestand)	Vildtforvaltningsrådets målsætningsnotat (Madsen 2025): Begrænser jagt/regulering bestanden (direkte/indirekte):? / Nej Forstyrrelsesfølsomhed (Lav) Artikel 12: Ingen påvirkning (Middel)	
Forvaltningsplaner	Ingen	

Forekomst og bestandsudvikling

I Danmark forekommer både grå- og sortkrage. Gråkrage er almindelig overalt i landet, med størst tæthed på Sjælland og i Vesthimmerland og mindst tæthed i hele det vestlige og centrale Jylland samt Sønderjylland (Vikstrøm & Moshøj 2020). Sortkrage forekommer stort set kun i Sønderjylland, på Sydfyn og det Sydfynske Øhav samt på Lolland-Falster. Det sydlige Danmark udgør den nordlige del af sortkragens udbredelsesområde og sortkrage spreder sig langsomt mod nord (Vikstrøm & Moshøj 2020). Nogle gange betragtes grå- og sortkrage som to underarter af den samme art, f.eks. i det europæiske fugleatlas (Keller m.fl. 2020) og andre gange som separate arter, f.eks. i det danske fugleatlas (Vikstrøm & Moshøj 2020). Da vi ikke kender til forskelle i de to bestandes demografiske forhold (f.eks. ungeproduktion og overlevelse), vurderes det at være den bedste løsning at forvalte bestandene ens.

Den danske ynglebestand af krager, dvs. både grå- og sortkrage, har førhen udvist en signifikant fremgang i langtidstendensen siden 1976 (Moshøj m.fl. 2018).

Tendensen har dog ændret sig til en tilbagegang, hvilket ses af korttidstendensen for gråkrage, der i de seneste 10 år (2014-2023) har været i signifikant tilbagegang med gennemsnitligt -2,25 % per år, mens tendensen for denne periode er usikker for sortkrage, da den er meget mere fåtallig (Vikstrøm m.fl. 2023; Fig. 3.1.33.1A).

Bestandsstørrelsen blev i seneste Artikel 12-afrapportering opgjort til ca. 140.000 par krager, hvoraf kun få tusinde er sortkrager (Fredshavn m.fl. 2019b), men er nedjusteret med 10.000 par i udkastet til Artikel 12 (Fredshavn m.fl. 2025b). Tendensen for bestanden af gråkrage om vinteren i Danmark har været signifikant nedadgående i de seneste 10 år (-2,41 %/år i 2013/14 – 2022/23) (Vikstrøm m.fl. 2023). Antallet af gråkrager, der trækker ud fra Falsterbo i Sydsverige er aftaget markant; således er antallet i det seneste årti reduceret til cirka 5 % af, hvad det var i 1970'erne og cirka 20 % af, hvad det var ved årtusindeskiftet (Falsterbo Fågelstation 2025). Dette indikerer, at de krager, der i dag forekommer i Danmark i jagtsæsonen, stort set alle er danske ynglefugle.

Jagten i Danmark

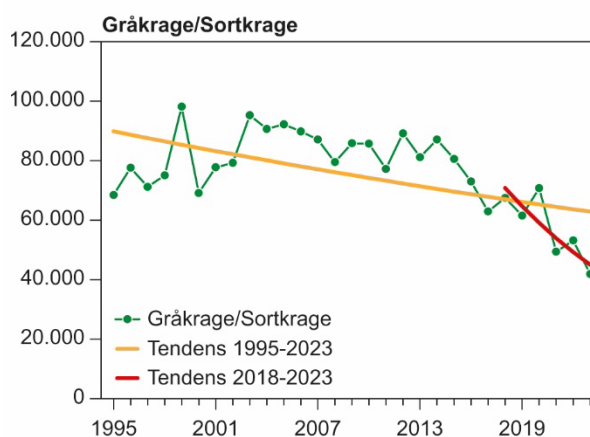
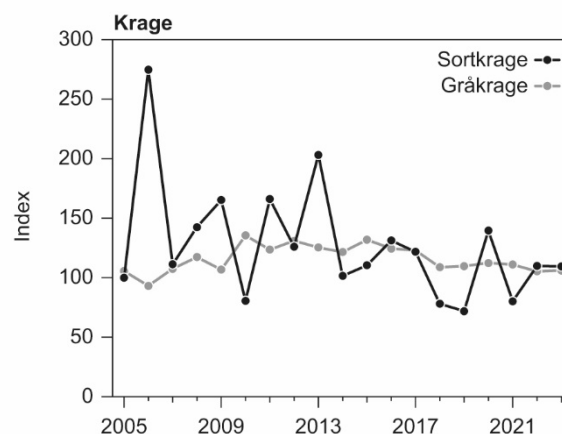
Udbyttet af krage i Danmark toppede i 1970'erne med ca. 300.000 fugle pr. sæson (Asferg m.fl. 2016). I starten af 1980'erne skete der et markant fald i udbyttet, hvorefter udbyttet stabiliseredes på et niveau omkring 80.000 fugle årligt frem til midten af 2010'erne, hvorefter udbyttet faldt til cirka 50.000 fugle årligt (Fig. 3.1.33.1B). I perioden 1982-1994 var det forbudt at drive jagt på krager (og andre spurvefugle), men arten måtte reguleres i samme periode som før. Reguleringsperioden blev begrænset i 1994 (september-februar) og ændret til regulær jagttid (september-januar, der stadig er gældende) i 1995 (Asferg & Prang 1997).

Langtidstendensen (siden 1995/96) for udbyttet har vist en statistisk signifikant faldende tendens på -1,8 % i gennemsnit per år, hvilket skyldes et gradvist lavere udbytte siden omkring 2014. Korttidstendensen er derfor også markant faldende med en statistisk signifikant faldende tendens på -7,4 % i gennemsnit per år (2018/19 – 2023/24; Fig. 3.1.33.1B). I udbyttetallene indgår også krager nedlagt ved regulering.

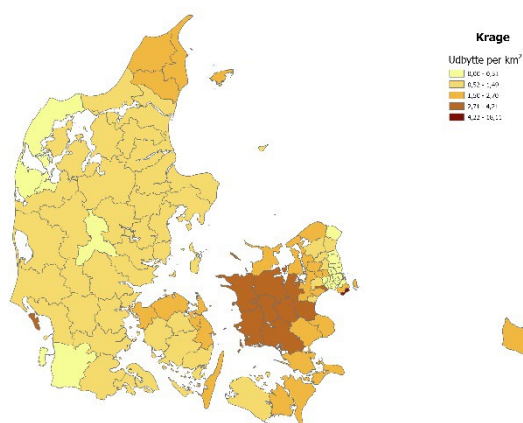
De fleste krager nedlægges i de vestlige og centrale dele af Sjælland, mens færrest krager nedlægges i det vestlige Jylland og hovedstadsområdet (Fig. 3.1.33.2). Forskellene i udbytteneiveauet afspejler generelt de reelle forskelle i bestandstætheden (se Vikstrøm & Moshøj 2020).

Forvaltningsmæssige problemstillinger

Kragebestanden søges mange steder reduceret med det formål at reducere kragerens prædation på æg og unger af især agerhøne, fasan og småfugle samt harekillinger. Naturstyrelsen kan give tilladelse til regulering af krage med skydevåben og fælder i perioden 1. feb. – 15. apr., hvor arten forvolder skade på markafgrøder eller den øvrige fauna, men det er ikke angivet nærmere, hvordan udtrykket "forvolder skade" skal forstås. Derudover kan Naturstyrelsen hele året give tilladelse til at gråkrage og sortkrage, der optræder i flok i erhvervs-mæssigt drevne gartnerier, frugtplantager og planteskoler og på marker med erhvervs-mæssig produktion af grøntsager, må reguleres. Der foreligger ingen dokumentation for omfanget af markskader forvoldt af krage, men de må dog antages at være uden større økonomisk betydning. Kragens prædation er dokumenteret i en række tilfælde, men effekten på byttedyrenes bestandsniveau og ynglesucces kendes ikke.



3.1.33.1A. Bestandsindeks for sortkrage og gråkrage i Danmark fra DOF's ynglefugletællinger (1995-2023), og **B.** udbytte af krage i jagtsæsonerne 1995/96 – 2023/24 (jagt og regulering) og tendenser i udbyttet for perioderne 1995-2023 og 2018-2023.



3.1.33.2. Geografisk fordeling på kommuneplan af det gennemsnitlige årlige udbytte af krage i sæsonerne 2019/20 – 2023/24.

Vurdering af gældende jagttid

Det vurderes, at kragebestanden på landsplan kan bære det aktuelle jagt- og reguleringstryk, og der er ikke konstateret nogle trusler af betydning for bestandsstørrelsen (Fredshavn m.fl. 2025b).

Jagt formodes hovedsageligt at høste af danske ynglefugle, og det er bemærkelsesværdigt, at der i de senere år er set en nedgang i vildtudbyttet parallelt med, at

gråkragebestanden udviser en nedadgående tendens. Det er dog næppe jagten, der har forårsaget bestandsnedgangen. Dog kan jagten og reguleringen sandsynligvis have en begrænsende effekt på bestanden i lokale områder, hvis den drives intensivt og vedvarende. Der er ingen nylige undersøgelser af omfanget af jagt på sortkrage, og hvorvidt denne jagt kan påvirke den relativt lille bestand af sortkrager.

3.1.34 Husskade

Status for bestand og forvaltning		
Ynglebestand i Danmark	Seneste Artikel 12 (Fredshavn m.fl. 2019b): 235.443 par. Faldende (2007-2018) Nye udkast til Artikel 12 (Fredshavn m.fl. 2025b): 135.742 par. Faldende (2013-2023)	
Flywaybestand	19,3 – 31,3 mio. Stabil (Europa, IUCN 2025).	
Gældende jagttid	Fra 1995/96:	1. sep – 31. jan
Tidligere jagttid	1982/83 -1994/95:	16. jun – 15. feb
Regulering	Ja - med forudgående tilladelse (jf. Vildtskadebekendtgørelsen, BEK nr. 1408 af 03/10/2022).	
Udbytte i Danmark	2022/23: 10.166 (2.449 jægere) 2023/24: 8.678 (2.049 jægere) (foreløbigt tal)	
Udbytte i EU	1,01 mill. (gns. 2012-2017; 18/18 lande)	
Tendenser i udbyttet	Ændring / år	Signifikans
1995-2023	-5,4 %	**
2018-2023	-10,9 %	***
Internationale og nationale listninger	DK rødliste: LC (ynglebestand) Europæisk rødliste: LC Global rødliste: LC	
Bestandsbegrænsende faktorer (ynglebestand)	Vildtforvaltningsrådets målsætningsnotat (Madsen 2025): Begrænser jagt/regulering bestanden (direkte/indirekte): Sandsynligvis ikke / Nej. Forstyrrelsesfølsomhed (Lav) Artikel 12: Ingen påvirkning (Middel)	
Forvaltningsplaner	Ingen	

Forekomst og bestandsudvikling

Danske husskader er udbredt i hele landet og er udprægede standfugle (Vikstrøm & Moshøj 2020). Vurderet ud fra genfund af ringmærkede fugle forekommer der kun meget få husskader på træk fra Norge og Sverige i vinterhalvåret (Bønløkke m.fl. 2006).

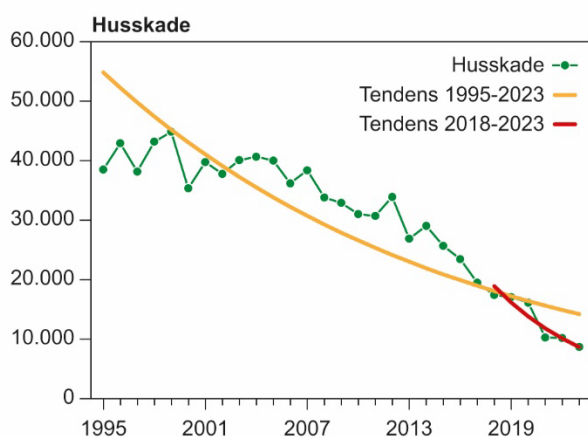
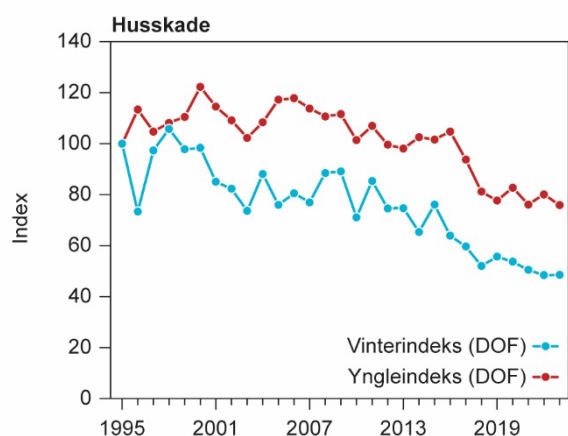
Den danske ynglefuglebestand har været stabil i den lange tidsperiode siden 1976, men har dog været i tilbagegang siden cirka 2005. I den seneste korte tidsperiode (2014–2023) har ynglebestanden været signifikant faldende (-3,80 % per år), et mønster der også ses i vinterbestanden 2013/14 – 2022/23 (-4,31 % per år) (Vikstrøm m.fl. 2023; Fig. 3.1.34.1A). Bestanden blev ved seneste Artikel 12-afrapportering skønnet til ca. 235.000 par i 2018 (Fredshavn m.fl. 2019b), men der nedjusteret til 135.742 par i det nye udkast (Fredshavn m.fl. 2025b). Begge tal er dog behæftet med betydelig usikkerhed.

Jagten i Danmark

Udbyttet af husskade i Danmark toppede sidst i 1960'erne med ca. 210.000 fugle pr. sæson (Asferg m.fl.

2016). Fra begyndelsen af 1970'erne skete der et markant fald i udbyttet frem mod begyndelsen af 1980'erne. Herefter var jagtudbyttet svagt faldende og senere stabiliseredes det på et niveau omkring 30.000-40.000 frem til cirka 2007, hvorefter jagtudbyttet er faldet mere markant til blot cirka 10.000 i de seneste år. Både langtids-tendensen (siden 1995/96) og korttidstendensen (siden 2018/23) for udbyttet har været statistisk signifikant nedadgående (Fig. 3.1.34.1B). Den negative tendens er tiltagende med et årligt fald på i gennemsnit 5,4 % i perioden 1995/96 – 2023/24, og på 10,9 % per år i 2018/19 – 2023/24. I udbyttetallene indgår også husskader nedlagt ved regulering.

Udbyttet er størst på Sjælland (Fig. 3.1.34.2). Bestands-tætheden er størst i Hovedstadsområdet og Nordsjælland samt omkring landets øvrige større byer (Vikstrøm m.fl. 2020). De geografiske forskelle i udbyttet afspejler derfor primært en variation i jagtinteressen og i mindre grad forskelle i bestandstætheden.

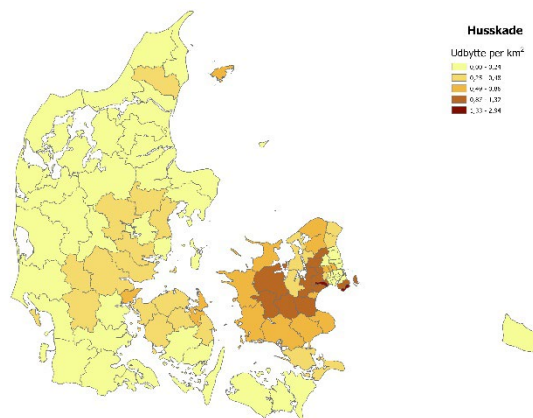


Figur 3.1.34.1A. Bestandsindeks for husskade i Danmark fra DOF's vinterpunkt-tællinger (1995/96-1923/24) og ynglefugletællinger (1995-2023), og **B.** udbytte af husskade i jagtsæsonerne 1995/96 – 2023/24 (jagt og regulering) samt tendenser i udbyttet for perioderne 1995-2023 og 2018-2023.

Forvaltningsmæssige problemstillinger

Husskadebestanden søges mange steder reduceret med det formål at reducere prædation på æg og unger af især agerhøne, fasan og småfugle samt harekillinger. Naturstyrelsen kan give tilladelse til regulering af husskade med skydevåben og fælder i perioden 1. feb. – 15. apr., hvor arten forvolder skade på markafgrøder eller den øvrige fauna, men det er ikke angivet nærmere, hvordan udtrykket "forvolder skade" skal forstås. Der foreligger ingen dokumentation for omfanget af markskader forvoldt af husskader, men de må dog antages at være uden økonomisk betydning. Husskadens prædation er dokumenteret i en række tilfælde, men effekten på byttedyrenes bestandsniveau og ynglesucces kendes ikke.

feb. – 15. apr., hvor arten forvolder skade på markafgrøder eller den øvrige fauna, men det er ikke angivet nærmere, hvordan udtrykket "forvolder skade" skal forstås. Der foreligger ingen dokumentation for omfanget af markskader forvoldt af husskader, men de må dog antages at være uden økonomisk betydning. Husskadens prædation er dokumenteret i en række tilfælde, men effekten på byttedyrenes bestandsniveau og ynglesucces kendes ikke.



Figur 3.1.34.2. Geografisk fordeling på kommuneplan af det gennemsnitlige årlige udbytte af husskade i sæsonerne 2019/20 – 2023/24.

Vurdering af gældende jagttid

Det er DCE's vurdering, at husskadebestanden på landsplan kan bære det aktuelle jagt- og reguleringstryk og der er ikke konstateret nogle trusler af betydning på bestandsstørrelsen (Fredshavn m.fl. 2019b). Det er bemærkelsesværdigt, at der i de senere år er set en nedgang i vildtudbyttet parallelt med, at bestanden udviser en nedadgående tendens, men det er næppe jagten, der har forårsaget bestandsnedgangen. Intensiv og vedvarende jagt og regulering kan dog have en begrænsende effekt på bestanden i lokale områder.

3.2 Arter uden jagttid, men med juridisk mulighed for at få en jagttid



Foto: Wikimedia Commons.

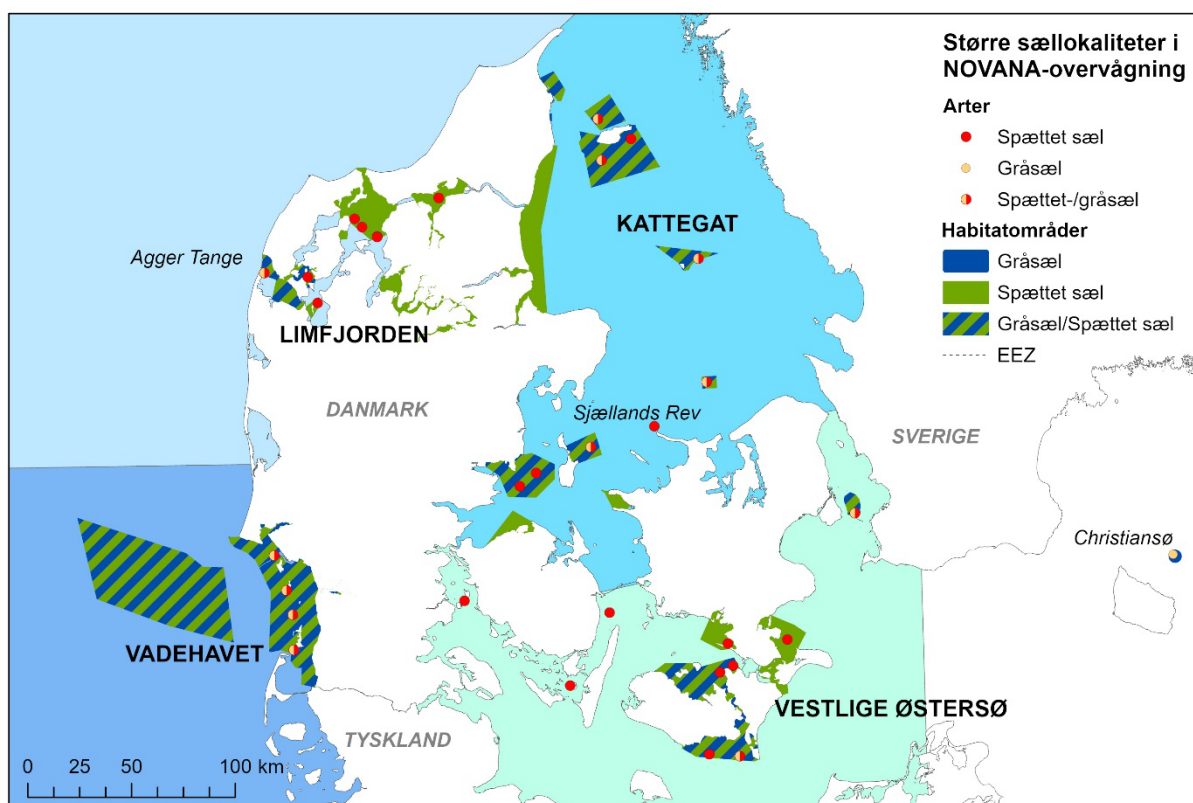
3.2.1 Spættet sæl

Status for bestand og forvaltning		
Bestand i Danmark	9.200 talt på hvilepladser i 2023	
Gældende jagttid	Ingen jagttid siden 1977	
Regulering	Ja, med forudgående tilladelse i hht Bek. 1408/2022	
Udbytte i Danmark	2022: 75 2023: 37	
Tendenser i udbyttet 2014-2023	Ændring/år +17,2 %	Signifikans *
Internationale og nationale listninger	DK rødliste: LC Europæisk rødliste: LC Global rødliste: LC Bern-konventionen: Liste II EUs habitatdirektiv: Bilag II og bilag V Bevaringsstatus i Danmark (Fredshavn m.fl. 2019a): Gunstig i Atlantisk og Baltisk region Bevaringsstatus i EU (cdr.eionet.europa.eu): Atlantisk region: Moderat ugunstig eller gunstig, Baltisk region: ugunstig eller gunstig.	
Bestandsbegrænsende faktorer	Begrænser jagt/regulering bestanden (direkte/indirekte): Ja direkte lokalt/? Forstyrrelsesfølsomhed: Høj Habitatdirektivet, Artikel 17 (Fredshavn m.fl. 2019a): Menneskelig forstyrrelse, miljøgifte, undervandsstøj og fødebegrænsning pga. fiskeri: Middel	
Forvaltningsplaner	Forvaltningsplan for sæler (Miljøstyrelsen 2020).	

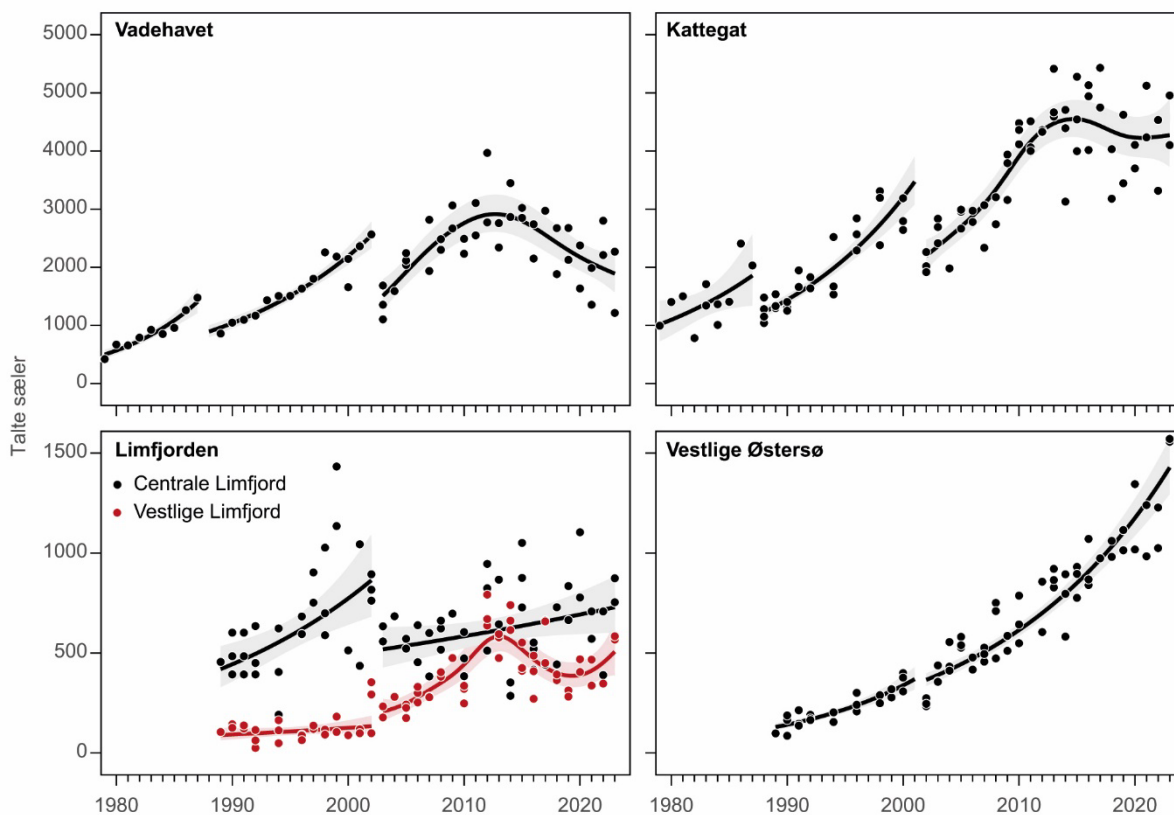
Forekomst og bestandsudvikling

Spættet sæl er almindeligt forekommende i de fleste danske farvande med undtagelse af farvandene omkring Bornholm. Syd for Fyn og i Lillebælt er den spættede sæl ved at vende tilbage efter mere end 100 år (Galatius m.fl. 2024a) (Fig. 3.2.1.1). Den er afhængig af uforstyrrede landgangspladser, som den benytter året rundt til hvile, samt til reproduktion og pelsskifte. I maj-juli føder hovedparten af de kønsmodne hunner en unge på land, som dier i ca. tre uger. Genetiske undersøgelser og satellitmærkninger tyder på, at spættet sæl er meget stedfast og primært holder sig til den lokalitet, hvor den er født (Dietz m.fl. 2013, Olsen m.fl. 2014). Parring foregår når ungen er fravænet efter 3-4 uger og pelsskifte foregår i august, hvor den største andel af sælerne ligger på land. Satellitmærkninger har vist, at de spættede sæler i den centrale del af Limfjorden har den mindste udbredelse, hvor mange sæler kun svømmer 10-20 km væk for at søge føde. I den vestlige Østersø søger de føde i en radius af ca. 50 km, mens sælerne i Kattegat udnytter et større område, og sæler fra Vadehavet og den

vestligste Limfjord udnytter store dele af Nordsøen langs den jyske vestkyst (Dietz m.fl. 2003, Tougaard m.fl. 2008, Kyhn m.fl. 2024). I henhold til "Forvaltningsplan for sæler" (Miljøstyrelsen 2020) er Danmark ind delt i fire forvaltningsområder for spættet sæl, som også er understøttet af genetiske forskelle (Olsen m.fl. 2014, Liu m.fl. 2022). Disse områder er Vadehavet, Limfjorden, Kattegat og den vestlige Østersø. Bortset fra Limfjordsbestanden, deles disse alle med nabolande og bør således forvaltes som selvstændige bestande, men i samarbejde med de relevante nabolande. Hvert af disse områder er underlagt forskellige fysiske og økologiske betingelser, der betyder en særlig tilpasning og bestandsudvikling. Efter fredningen i 1977 voksede alle bestandene af spættet sæl med ca. 12 % om året, hvilket antages at være tæt på den maksimale vækstrate for spættet sælbestande. I 1988 ramte den første store epidemi med "sælpest" (morbillivirusen Phocine Distemper Virus (PDV)) de danske sæler og slog omkring 50 % af dem ihjel. Fra 1989 til 2001 voksede bestanden med ca. 10 % per år indtil den anden store epidemi med PDV ramte i 2002 med omtrent samme styrke som i 1988 (Härkönen m.fl. 2006).



Figur 3.2.1.1 Kort over habitatområder for spættet sæl og gråsæl i danske farvande. Større kolonier med spættet sæl og lokaliteter, hvor der fast observeres gråsæler, er vist med henholdsvis røde og gule cirkler eller en rød/gul kombination, hvis både spættet sæl og gråsæl findes på samme lokalitet.



Figur 3.2.1.2. Antallet af talte spættede sæler i Danmark opdelt i de fire forvaltningsområder: Vadehavet, Kattegat, vestlige og centrale Limfjord, og den vestlige Østersø i perioden 1979-2023. Tallene er opgjort ud fra tællinger i fældeperioden i august på landgangspladserne (tallene angiver faktiske tællinger, da andelen af sæler i vandet ikke er pålideligt bestemt). Estimat af sæler på land i hvert område er angivet som kurver. Disse er modelleret ud fra tidsserierne, afbrudt af udbrud af PDV i 1988 og 2002, som dog ikke ramte den vestlige Østersø mærkbart. 95 % konfidensintervaller for estimerne er angivet med skraverede områder. Bemærk de forskellige skalaer på y-aksen for de to øverste og to nederste kurver.

I 2007 var der en mindre dødelighed på et par tusinde spættede sæler formentligt forårsaget af en kombination af bakterier og opblomstring af toksiske alger (Mollerup m.fl. 2024). Desuden har der været dødelighed blandt spættede sæler forårsaget af influenza A virus; først i 2014, hvor nogle tusinde sæler døde i Kattegat og Vadehavet (Bodewes m.fl. 2015, Krog m.fl. 2015), og senest i 2023, hvor omkring 20-30 spættede sæler blev registreret døde i Aunø Fjord.

Spættet sæl er den mest almindelige sælart i Danmark og har haft fremgang i alle områder i perioden 1979-2014. Siden 2014 er antallet af spættede sæler faldet i de store populationer i Vadehavet og Kattegat, mens antallet er stagneret i Limfjorden. Der er fortsat vækst i den vestlige Østersø (Fig. 3.2.1.2). Det samlede antal talte spættede sæler optalt på hvilepladserne i Danmark toppede i 2017 med 10.100, mens antallet i 2023 var faldet til 9.250 spættede sæler (8,5 % nedgang). Det skal bemærkes, at disse tal ikke er korrigeret for sæler, der er i vandet, da andelen af sæler i vandet ikke er pålideligt bestemt, men det formodes, at denne andel er konstant mellem årene og derfor ikke har betydning for tendensen i populationsstørrelserne. Tallene tyder på, at de spættede sæler i Danmark har nået den økologiske bæreevne i flere områder, eller at de presses af andre faktorer, som f.eks. forstyrrelser. Der er også eksempler på, at gråsæler slår de spættede sæler ihjel enten i forbindelse med, at unge hanner forsøger at parre sig med spættede sælhunner eller som fødeemne (van Neer m.fl. 2015).

Jagten i Danmark

I 1967 blev jagten på spættet sæl begrænset til perioden 1. september til 31. maj, mens man indførte et totalforbud mod jagt på gråsælen. Med jagtloven blev rusefangst også forbudt, ligesom sæler ikke måtte jages med hagl eller riffel med kaliber under 6,5 mm. Da der trods jagtbegrænsningen stadig blev færre spættede sæler i Danmark, vedtog man i jagtåret 1975/76 en yderligere afkortning af jagttiden fra 1. november til 31. maj, og året efter blev jagttiden fastsat til perioden 1. november - 28. februar. Samtidig blev der indført totalt forbud mod jagt i den sydlige del af landet samt i sunde og bæltter, inklusive Limfjorden. Til sidst blev spættet sæl totalfredet i hele Danmark i 1977.

Det årlige jagtudbytte i sæsonerne 1967/68 - 1973/74 er blevet anslået til 200-300 spættede sæler (Joensen m.fl. 1976). Med en bestandsstørrelse på ca. 2.000 dyr på daværende tidspunkt svarer dette til 10-15 % af den samlede bestand.

Før fredningen i 1977 lå størrelsen af den danske bestand af spættet sæl på omkring 2.000 individer, hvilket den havde gjort i en årrække. Den umiddelbare vækst i antallet af spættede sæler i Danmark efter jagtens ophør i 1977 tyder på, at bestandsvæksten blev udløst af jagtstoppet. Desuden blev der oprettet en række sælreservater, som senere er føjet ind under Natura 2000

netværket af beskyttede områder. Det er dog stadig primært reservatbestemmelserne, der sikrer sælerne fred på landgangspladserne.

I Danmark har man siden 2005 kunnet søge om tilladelse til at regulere spættet sæl under visse forudsætninger, jf. Vildtskadebekendtgørelsens § 24 (bekendtgørelse nr. 1408 af 3. oktober 2022 om vildtskader). Indtil 2016 var antallet af tilladelser op til 38 tilladelser og 23 regulerede sæler pr. år. Siden har der været en stigende tendens, der toppede med 61 tilladelser og 75 regulerede spættede sæler i 2022 (data fra Naturstyrelsen).

Forvaltningsmæssige problemstillinger

Sæler har en høj alder ved kønsmodenhed (4-7 år) og kønsmodne hunner får højst én unge om året, så reproduktionspotentialet er lavt sammenlignet med andre jagtbare arter.

Populationerne af spættet sæl i Danmark er i gunstig bevaringsstatus (Fredshavn m.fl. 2019a). Under HELCOM's vurdering ligger de spættede sæler i Kattegat og den sydvestlige Østersø dog under tærskelværdien for populationernes udvikling og opnår derfor ikke God Miljøstatus (HELCOM 2023). Populationen i Limfjorden vurderes ikke officielt af HELCOM, men vurderes under OSPAR, og denne samt bestanden i Vadehavet opnår God Miljøstatus under OSPARs vurdering (Banga m.fl. 2022).

Landgangspladserne er afgørende for sælernes hvile, reproduktion og pelsskifte, og tilladelse af jagt i områder med landingspladser vil medføre en forringelse af levevilkårene. De Natura 2000-områder og sælreservater, der er udpeget for spættet sæl, bør derfor friholdes for jagt, og afhængigt af deres størrelse vil en etablering af såkaldte bufferzoner omkring dem anbefales. Selv hvis der ikke jages inden for reservaterne, er det sandsynligt, at sælerne på lang afstand vil associere mindre både med jagten, som vil forringe sælernes muligheder for at udnytte deres landgangspladser.

For spættet sæl bør yngle- og fældeperioden mellem april og september friholdes. Det er svært at se forskel på en svømmende spættet sæl og en gråsæl. Det betyder, at der let kan nedlægges gråsæler, selvom jægeren tror vedkommende har skudt en spættet sæl. Jagt på spættet sæl i områder, hvor gråsælen yngler, kan derfor risikere at ramme de få i Danmark ynglende gråsæler. Forvekslinger er f.eks. set jævnligt i forbindelse med regulering, hvor specielt unge gråsæler efterfølgende er indleveret til dissektion og noteret som var det en spættet sæl.

Hvis der kun jages i vandet, vil der være stor risiko for anskydning, hvilket erfaringer fra bl.a. Grønland viser. Der mistes desuden en del nedlagte dyr, fordi de synker og sælerne vil hurtigt holde en væsentlig længere afstand til både. Derfor skyder man i Grønland kun sæler fra hurtiggående både, hvor sælerne forfølges og

dermed presses til at holde vejret kortere og kortere indtil man er på skudhold (denne jagtform er muligvis ikke etisk acceptabel i Danmark). En genindførelse af jagt på spættet sæl vil foruden bestandsbiologiske overvejelser således også rejse nogle etiske problemstillinger.

Sæler er øverst i fødekæden og ophober derved giftstoffer fra forurening i havet. Derudover er niveauerne generelt ca. 10 gange højere i marine i forhold til terrestriske fødekæder. Analyser af sælkød fra indre danske farvande for kviksølv og PFAS viste, at man kun bør spise meget små portioner (< ca. 70 g/uge for voksne mænd) for ikke at overskride de sundhedsfaglige anbefalinger (Sonne m.fl. 2019).

Vurdering af eventuel jagttid

Trods tilbagegangen i den samlede bestand af spættet sæl fra 2017 til 2023 vurderes den at kunne bære en vis afskydning. I Limfjorden er bestanden dog lille og viser ikke konsistent fremgang, hvorfor bortskydning i dette område kan bevirke en nedgang i bestanden. En nærmere vurdering af, hvilket jagttryk de enkelte bestande kan klare, kan foretages ud fra f.eks. Potential Biological Removal (PBR)-princippet (Fisheries and Oceans Canada 2010). En sådan vurdering vil kræve et større arbejde.

Man må dog forvente, at jagt dels vil medføre, at bestandsstørrelsen atter vil falde og dels, at der vil forekomme øget skyhed hos sælerne, hvorved turister og sejlfolk vil få sværere ved at observere sæler i Danmark (i 2015 var der 14.000 sælturister pr. år i Danmark (Riisager-Pedersen 2017)). Det skal også anføres, at tæthedsmæssige parametre vil betyde, at bestandens

størrelse vil regulere sig selv også uden jagt, hvilket der er tegn på i alle de danske bestande af spættet sæl. En evt. indførelse af jagt bør følge en fastlagt populationsmodel og anbefalinger, der tager højde for antallet, lokaliteterne samt alders- og kønssammensætning af nedlagte sæler således, at jagtens betydning for bestandsudviklingen kan overvåges nøje.

Sæler er gradvist blevet mindre sky over for mennesker siden fredningen i 1977, og der vil derfor være en risiko for, at mange sæler forholdsvis nemt vil kunne nedlægges i starten, hvis man genindfører en jagttid på arten. Medmindre antallet af sæler, der nedlægges, er stærkt begrænset, må man forvente, at bestandsstørrelsen atter vil falde.

Ovenstående forhold indebærer sammenlagt, at genåbning af jagt på spættet sæl i form af en almindelig jagttid ikke er tilrådelig medmindre jagten nøje overvåges mht. antal skud afgivet mod spættet sæl, anskudte og dræbte dyr, samt at nedlagte dyr undersøges og, at den indsamlede information indgår i en løbende vurdering (populationsmodel, hvor optællingerne indgår) og løbende justering af jagttrykket. I så fald bør en jagt på spættet sæl kunne foregå uden at bevaringsstatus kompromiteres. Internationale aftaler forhindrer at dette kan ske i Vadehavet. Følger man HELCOM's anbefaling om ikke at jage bestande under "limit reference level" (10.000 individer), vil jagt på spættet sæl i Limfjorden, samt potentielt i den sydvestlige Østersø ikke kunne foretages. Det kan ikke anbefales at jage på hvilepladserne, hvis gunstig bevaringsstatus i de tilhørende Natura-2000 områder skal opretholdes eller opnås.

3.2.2 Gråsæl

Status for bestand og forvaltning		
Bestand i Danmark	1.600 talt på hvilepladser i 2023	
Gældende jagttid	Ingen jagttid siden 1967	
Regulering	Ja, med forudgående tilladelse i hht Bek. 1408/2022	
Udbytte i Danmark	2022: 1 2023: 0 (officielle tal, men flere gråsæler er reguleret under tilladelse til at regulere spættet sæl)	
Tendenser i udbyttet 2014-2023	Ændring/år 0 %	Signifikans *
Internationale og nationale listninger	DK rødliste: VU Europæisk rødliste: LC Global rødliste: LC Bern-konventionen: Liste III EUs habitatdirektiv: Bilag II og bilag V Bevaringsstatus i Danmark (Fredshavn m.fl. 2019a): Ugunstig i Atlantisk og Baltisk region Bevaringsstatus i EU (cdr.eionet.europa.eu): Atlantisk region: Ugunstig eller gunstig. Baltisk region: ugunstig eller gunstig.	
Bestandsbegrænsende faktorer	Begrænser jagt/regulering bestanden (direkte/indirekte): Ja, hvis individer, der yngler i Danmark rammes / ?. Forstyrrelsesfølsomhed: Høj Habitatdirektivet, Artikel 17 (Fredshavn m.fl. 2019a): Menneskelig forstyrrelse, miljøgifte, bifangst i nedgarn- og rusefiskeri, undervandsstøj og fødebegrænsning pga. fiskeri: Middel	
Forvaltningsplaner	Forvaltningsplan for sæler (Miljøstyrelsen 2020)	

Forekomst og bestandsudvikling

Gråsælen blev udryddet som ynglende art i Danmark under dusørkampagnerne i perioden 1889-1927 (Olsen m.fl. 2018). Den har siden da og indtil omkring årtusindskiftet kun forekommet sporadisk på danske hvilepladser. Bestanden har dog været i fremgang i de seneste 20 år og forekommer nu regelmæssigt i Kattegat, Østersøen, den vestlige del af Limfjorden og i Vadehavet (Fig. 3.2.2.1).

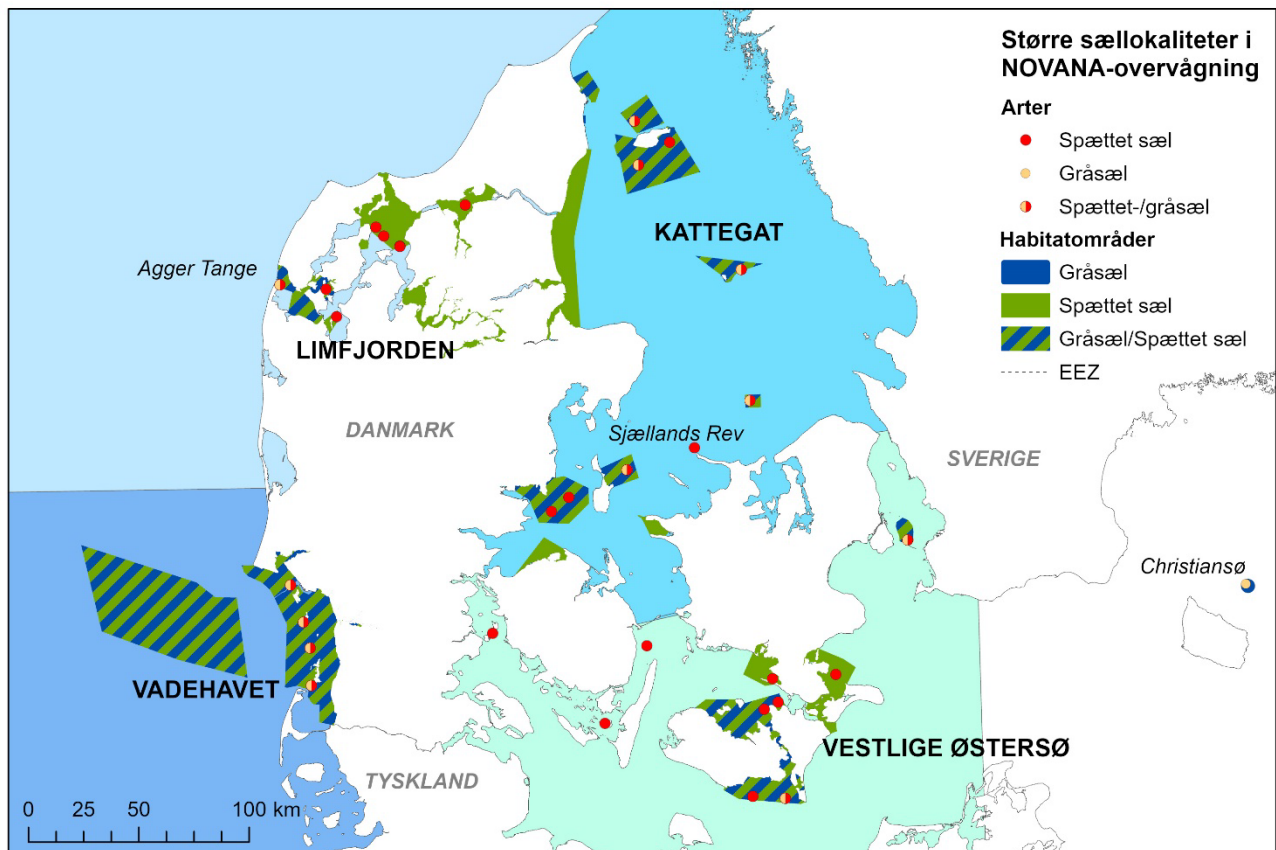
Gråsælen bevæger sig over meget større afstande end den spættede sæl, og forekomst af gråsæl på en lokalitet betyder derfor ikke, på samme måde som med spættet sæl, at den er knyttet til det område, hvor den observeres. I danske farvande forekommer gråsæler fra to adskilte populationer, én i Nordsøen, med udbredelse først og fremmest i Storbritannien og Vadehavet, og én i Østersøen, hvor den største tæthed findes i svenske, finske og estiske dele af den centrale Østersø (Härkönen m.fl. 2007). Satellitsporing såvel som genetik har vist, at gråsælerne i den danske del af Østersøen er en del af østersøbestanden, der deles med Sverige, Finland, Estland, Rusland, Polen og Tyskland (Dietz m.fl. 2003;

2015, Fietz m.fl. 2016). Gråsælerne i Kattegat kommer fra både Nordsøen og Østersøen (Fietz m.fl. 2016, Galatius m.fl. 2024b).

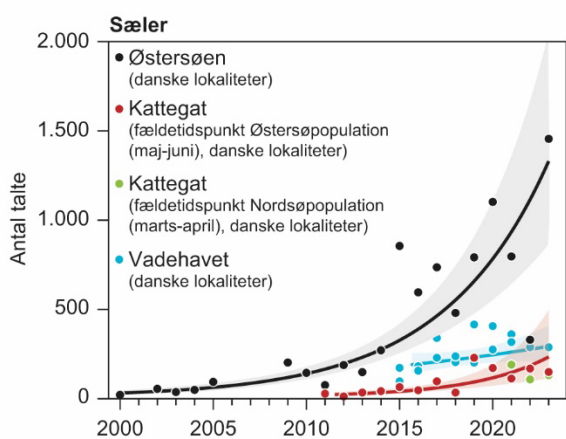
Systematisk overvågning af gråsælen i Danmark begyndte i 2011. Indtil da blev arten talt i forbindelse med overvågningen af spættet sæl, men denne overvågning lå uden for gråsælens yngle- og fældeperioder. Gråsælen blev fredet i 1967, men har fra fredningen og frem til omkring årtusindskiftet kun forekommet sporadisk i mindre antal (under 10 dyr) på enkelte danske lokaliteter såsom Rødsand, Anholt, Læsø og i Vadehavet. Antallet af observerede gråsæler har generelt været stigende i de seneste 20 år og gråsæler forekommer nu regelmæssigt på lokaliteter i Kattegat, Østersøen, den vestlige del af Limfjorden og i Vadehavet. I 2023 blev der på danske lokaliteter registreret op til 141 gråsæler i Kattegat i østersøpopulationens fældeperiode, 123 i nordsøpopulationens fældeperiode, 213 i Vadehavet og 1.456 i den danske del af Østersøen (Fig. 3.2.2.1).

På hvilepladsen Rødsand ved Gedser er der siden 2003 næsten hvert år observeret et fåtal gråsælunger, og i de senere år er der også registreret enkelte unger på lokaliteter i Kattegat og i det danske Vadehav. Det stigende antal gråsæler i Danmark kan ikke forklares med de få gråsælunger, der fødes i danske farvande. Det må derfor skyldes en indvandring af gråsæler fra den centrale del af Østersøen, Storbritannien og Vadehavet i Holland og Tyskland. Årsagen til stigningen i antallet af gråsæler er muligvis, at sælerne har nået miljøets bæreevne i andre dele af deres udbredelsesområde i forbindelse

med den store tilvækst, der har været i bestandene, efter at de har været drevet langt ned af jagt og miljøgifte indtil starten af dette årtusinde. Med de op til 15 fødsler, der er registreret i Danmark inden for et år, har bestanden af ynglende danske gråsæler været minimum 15 hunner, da hver hun højst får én unge om året. Gråsælen er historisk set den mest almindelige sælart i de indre danske farvande (Olsen m.fl. 2018), og det må forventes, at stigningen i antallet af besøgende og ynglende gråsæler fortsætter i de kommende år, da bærekapaciteten i danske farvande sandsynligvis langt fra er nået.



Figur 3.2.2.1 Kort over habitatområder for spættet sæl og gråsæl i danske farvande. Større kolonier med spættet sæl og lokaliteter, hvor der fast observeres gråsæler, er vist med henholdsvis røde og gule cirkler eller en rød/gul kombination, hvis både spættet sæl og gråsæl findes på samme lokalitet. Den eneste lokalitet, hvor der kun forekommer gråsæler, er på Ertholmene nordøst for Bornholm. Gråsælen er opdelt i to forvaltningsområder, et i Østersøen og et i Nordsøen, mens Kattegat udnyttes af begge populationer. De blå nuancer indikerer de fire forvaltningsområder for spættet sæl i Danmark (fra Hansen m.fl. 2024).



Figur 3.2.2.2 Antal talte gråsæler i den danske del af Østersøen i perioden 2002-2023, i den danske del af Kattegat i 2011-2023 og i den danske del af Vadehavet i 2015-2023. For Ertholmene i Østersøen er tællingerne for perioden 2002-2010 foretaget med teleskop fra land, mens de fra 2011 og frem er foretaget fra fly. I Kattegat forekommer gråsæler fra både Nordsøen og Østersøen, og der tælles i begge populationers fældeperioder. Estimeret af sæler på land i hvert område er modelleret ud fra tidsserierne og angivet med kurver. Konfidensintervaller (95 %) for estimerne er angivet med skraverede områder.

Jagten i Danmark

Der har ikke været jagt på gråsæl i Danmark siden fredningen af arten i 1967. Fra 2014 har der kunnet søges om tilladelse til regulering, og mellem 2016 og 2021 har 'Bornholmerordningen' gjort det muligt at regulere et større antal gråsæler ved Bornholm, op til 40 individer årligt (Miljøstyrelsen, 2020). Ud over Bornholmerordningen er kun to gråsæler blevet reguleret i perioden 2014-2023. Flere kilder tyder dog på, at der foregår betydelig ulovlig regulering af gråsæler, bl.a. ved at sætte garn målrettet sælerne (Galatius m.fl. 2020).

Forvaltningsmæssige problemstillinger

Sæler har en høj alder ved kønsmodenhed (4-7 år) og kønsmodne hunner får højst én unge om året, så reproduktionspotentialet er lavt sammenlignet med andre jagtbare arter.

I Danmark er gråsæl vurderet til at være i ugunstig bevaringsstatus på grund af begrænset yngleantal og -udbredelse og en forekomst langt under historiske niveauer (Fredshavn m.fl. 2019). Hvis man kun ser på den danske andel af gråsælspopulationerne i Nordsøen og Østersøen er antallet langt fra, hvad det var i tidligere tider og antallet af ynglende gråsæler ligger på maksimalt 20-30 individer i hele landet. Under HELCOM's vurdering ligger gråsælerne i Østersøen under tærskelværdien for populationens udvikling og opnår derfor ikke God Miljøstatus (HELCOM 2023). Populationen i Nordsøen og omkring De britiske Øer opnår God Miljøstatus under OSPARs vurdering (Banga m.fl. 2022).

Gråsæl forekommer på land på et begrænset antal hvilepladser, hvoraf alle betydelige hvilepladser er udpeget som Natura 2000-områder med sæler på udpegningsgrundlaget (Figur 3.2.1.1). Hvilepladserne er afgørende for sælernes hvile, reproduktion og pelskifte. Det må antages, at sælernes flugtafstand ift. menneskelig færdsel omkring hvilepladserne øges betydeligt ved indførelse af jagt. Den forøgede skyhed kan forringe sælernes muligheder for at udnytte deres hvilepladser og dermed sandsynligvis medføre en forringelse af sælernes levevilkår. Herudover vil også den rekreative værdi af sælerne blive begrænset ved indførelse af jagt, som følge af den forventede øgede skyhed.

Hvis der kun jages i vandet, vil der være stor risiko for anskydning som erfaringer fra bl.a. Grønland viser. Dette skyldes, at det er svært at skyde bevægelige mål fra en ustabil platform som et fartøj. Desuden mistes en del nedlagte dyr, fordi de synker og sælerne vil hurtigt holde en væsentlig længere afstand til både. Derfor skyder man i Grønland kun sæler fra hurtiggående både, hvor sælerne forfølges og dermed presses til at holde vejret kortere og kortere indtil man er på skudhold (denne jagtform er muligvis ikke etisk acceptabel i Danmark). Såfremt man vil overveje en genindførelse af jagt på gråsæl, må det overvejes, hvordan jagten kan tilrettelægges og udøves på et etisk forsvarligt grundlag. Herudover bør der sigtes efter, at skudte dyr kan sikres til dissektion.

Sæler er øverst i fødekæden og ophober derved giftstoffer fra forurening i havet. Derudover er niveauerne generelt ca. 10 gange højere i marine i forhold til terrestriske fødekæder. Analyser af sælkød fra indre danske farvande for kviksølv og PFAS viste, at man kun bør spise meget små portioner (< ca. 70 g/uge for voksne mænd) for ikke at overskride de sundhedsfaglige anbefalinger (Sonne m.fl. 2019).

Vurdering af eventuel jagttid

En nærmere vurdering af hvilket jagttryk de enkelte bestande kan klare kan foretages ud fra f.eks. Potential Biological Removal (PBR)-princippet (Fisheries and Oceans Canada 2010) En sådan vurdering vil kræve et større arbejde og vil for gråsælens vedkommende have hovedvægt på udenlandske områder, da det kun er mindre dele af de store bestande, der forekommer i Danmark.

Gråsæler kan principielt ikke skydes på samme måde som spættede sæler, da man ikke kan sikre, at de få reproducerende individer, der findes i Danmark, friholdes. De få gråsæler (ca. 10-15 unger/år), der yngler i Danmark har et ukendt bevægelsesmønster. Satellitmærkninger af gråsæler ved Rødsand (Gedser) har vist, at de jævnligt besøger Bornholm, ligesom de også bevæger sig rundt i Østersøen og langs kysterne af Polen, Estland og Sverige (Dietz m.fl. 2003, McConnell m.fl. 2012, Dietz m.fl. 2015). Bortskydning af ikke-ynglende gråsæler i den danske del af Østersøen vil derfor næppe

have stor effekt lokalt, da nye individer konstant vil dukke op fra andre dele af den store østersøbestand (ca. 46.000 talte individer i 2023). Omvendt vil bortskydning af et stort antal gråsæler kunne påvirke vores nabolandes sælbestande.

Ovenstående forhold indebærer at jagttid på gråsæl ikke er tilrådelig i forhold til opnåelse af gunstig bevaringsstatus, da man ikke ved, hvor de få ynglende gråsæler opholder sig uden for yngleperioden. Under alle omstændigheder bør liggepladser samt yngle- og fældetid friholdes for jagt i februar-marts og maj-juni for Østersøpopulationen, samt december-januar og marts-april for Nordsøpopulationen. Gråsælerne fra de to populationer overlapper i Kattegat, derfor bør alle ovennævnte perioder tages i betragtning i Kattegat. I Bælthavene og Øresund er der kun få gråsæler, men de formodes at tilhøre østersøpopulationen.

En betydelig nedbringelse af de enkelte sælbestandes antal vil i forhold til historisk erfaring fra århundredskiftet påvirke udbredelsen i danske farvande, hvor gråsælen helt forsvandt fra danske farvande og indskrænkede udbredelsen til et kerneområde i den centrale Østersø længe før den var bragt ned på den nu fastsatte 'Limit Reference Level' på 10.000 individer. Den årlige vækstrate for gråsælerne i Østersøen har ligget et godt stykke lavere end det teoretiske maksimum på omkring 12 % (HELCOM 2023). Dette indikerer en betydelig unaturlig dødelighed eller nedsat reproduktions-evne. Dette skyldes til dels, at over 2000 gråsæler bifanges årligt i primært rusefiskerier i Sverige, Finland og Estland (Vanhatalo m.fl. 2014), og at der reguleres og jages op til 700 gråsæler årligt i Sverige og Finland foruden et ukendt antal sæler, der skydes uden tilladelser eller registrering. Gråsælbestanden vil således ikke kunne bære samme procentvise bortskydning som bestandene af spættet sæl.



Gråsæl. Foto: Colourbox

3.2.3 Ilder

Status for bestand og forvaltning		
Bestand i Danmark	Ukendt	
Gældende jagttid	Ingen jagttid siden 1982/83	
Regulering	Ja, uden forudgående tilladelse (jf. Vildtskadebekendtgørelsen, BEK nr. 1408 af 03/10/2022)	
Udbytte i Danmark	2022/23: 271 (110 jægere) 2023/24: 177 (78 jægere) (foreløbigt tal)	
Tendens i udbyttet 1995-2023 2018-2023	Ændring / år -4,8 % -26,3 %	Signifikans *** **
Internationale og nationale listninger	DK rødliste: NT Europæisk rødliste: LC Global rødliste (IUCN 2016): LC EU Habitatdirektivet Bilag V: - Bevaringsstatus i Danmark (Fredshavn m.fl. 2019a): Moderat ugunstig i ATL og CON - Bevaringsstatus i EU (cdr.eionet.europa.eu): Moderat ugunstig i ATL og i CON Bern-konventionen: Liste III	
Bestandsbegrænsende faktorer	Vildtforvaltningsrådets målsætningsnotat (Madsen 2025): Begrænser jagt/regulering bestanden (direkte/indirekte): Muligvis lokalt / Nej DK-Rødliste (IUCN-kategorier): 2.2 Landbrug, fjernelse af levende hegn og krat 4.1 Veje og jernbaner, fragmentering og trafikdrab 5.1 Jagt og bekæmpelse, bekæmpelse af arten og bifangst ved bekæmpelse af andre arter 5.3 Udnyttelse af biologiske ressourcer, skovdrift 6.1 Rekreative aktiviteter, fysiske forstyrrelser og støj 9.3 Forurening med miljøgifte, bl.a. ved sekundær forgiftning med rodenticider	
Forvaltningsplaner	Ingen	

Forekomst og bestandsudvikling

Ilder er udbredt i hele landet bortset fra Bornholm, Læsø, Samsø og Fanø samt de fleste mindre øer (Therkildsen m.fl. 2020). Bestanden af ilder er fragmenteret, og der vurderes ikke at være væsentlig udveksling mellem de regionale bestande i Jylland og på Øerne. Ilder er ikke begrænset til bestemte habitattyper, men den træffes ofte i vådområder, i småbiotoper og omkring bebyggelse i det åbne land. Den samlede bestandsstørrelse og størrelsen af de regionale bestande i Jylland, på Fyn og Sjælland er ukendt. Udviklingen i vildtudbyttet for ilder indikerer, at arten er i tilbagegang.

Jagten i Danmark

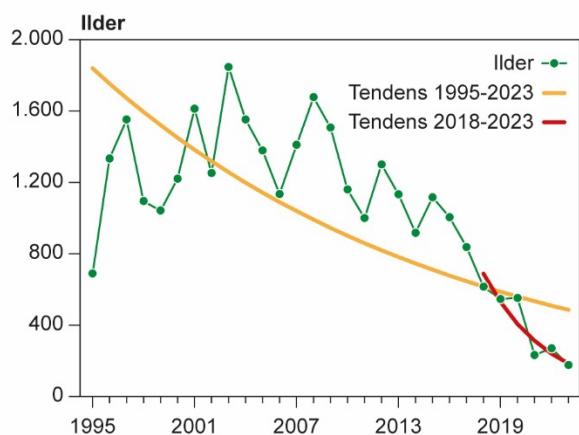
Ilder har været jagtfredet siden 1982, men må reguleres hele året uden forudgående tilladelse i forsvarlige indhegninger med fjerkræ, i bebyggelse og i pelsdyrfarme, herunder ved brug af fælder.

Udbyttet af ildere fluktuerede mellem 1000 og 1800 i årene før 2010. Siden er udbyttet faldet, og fra sæsonen 2021/22 har det ligget omkring 200 (Fig. 3.2.3.1). Trods de årlige fluktuationer er faldet over de sidste 30 jagtsæsoner på 4,8 % per år statistisk signifikant ($P < 0,001$). Over de sidste 6 jagtsæsoner er udbyttet faldet med 26,3 % per år ($P < 0,01$). Der indberettes de højeste tætheder af nedlagte ilder fra kommunerne på Sjælland (Fig. 3.2.3.2). De fleste ildere reguleres i vintermånederne (Fig. 3.2.3.3).

Udviklingen og geografiske forskelle i udbyttet af ilder formodes at afspejle den generelle udvikling over tid og forskelle mellem landsdele. Det er dog uvist, hvor præcist udbyttestatistikken afspejler bestandsudvikling og geografiske forskelle i bestandstæthed, fordi variationer i reguleringsindsatsen over tid og rum er ukendt.

Udviklingen i udbyttet af ilder i Slesvig-Holsten ligner udviklingen i Danmark. Udbyttet i Slesvig-Holsten er

faldet fra ca. 2500 til ca. 1200 gennem de sidste ca. 30 år (MELU-SH 2023).



Figur 3.2.3.1 Indberettet udbytte af regulerede ildere i jagtsæsonerne 1995/96 – 2023/24 (jagt og regulering) og tendenser i udbyttet for perioderne 1995-2023 og 2018-2023.

Forvaltningsmæssige problemstillinger

Ilder er rødlistet som Næsten Truet (NT) i Danmark på baggrund af det faldende vildtudbytte (Elmeros m.fl. 2019). Ved den seneste rødlistevurdering sammenlignede man vildtudbyttet over 14 jagtsæsoner fra 2004/05 til 2017/18, svarende til 3 generationer for ildere, hvor udbyttet faldt med 39 %. Faldet kunne berettige en rødlistevurdering af ildere som Sårbar (VU), men pga. usikkerheden om vildtudbyttets anvendelighed som mål for bestandsudviklingen skønnedes tilbagegangen i bestanden at være mindre end faldet i udbyttet. Der foregår ingen overvågning af ildere til validering af vildtudbyttestatistikken.

Ilder er vidt udbredt i Europa bortset fra Irland, Nordskandinavien og det sydøstligste Europa (Skumatov m.fl. 2016). På europæisk og globalt plan er ildere rødlistet som Least Concern (LC) (Temple & Terry 2007, Skumatov m.fl. 2016).

Ilder er opført på Habitatdirektivets bilag V. Dens bevaringsstatus er vurderet som Moderat Ugunstig i både den atlantiske og den kontinentale biogeografiske region i Danmark (Fredshavn m.fl. 2019, Therkildsen m.fl. 2020). På EU-niveau vurderes ilders bevaringsstatus ligeledes som Moderat Ugunstig i de to biogeografiske regioner, som dækker Danmark.

Ilder må uden forudgående tilladelse reguleres hele året i forsvarlige indhegninger med fjerkræ, i bebyggelse og i pelsdyrfarme.

Der er risiko for uforsætlig fangst og drab på ildere i forbindelse med bekæmpelse af amerikansk mink (*Neovison vison*). Dels er der risiko for forveksling ved afskydning af amerikansk mink, og dels fanges der forholdsvis mange ildere i forbindelse med bekæmpelse af amerikansk mink med fælder (U. Strandby, Naturstyrelsen,

pers. medd. 11/01/2021). Fældefangst i ikke-dræbende fælder giver de bedste betingelser for en korrekt artsbestemmelse og den mindste risiko for uforsætligt drab af ildere ifm. bekæmpelsen af amerikansk mink.

Ilder præderer på mus og rotter omkring bygninger og eksponeres derigennem for rodenticider, når der udføres kemisk bekæmpelse af gnavere (Elmeros m.fl. 2018). I ildere indsamlet i 2000-2012, blev der detekteret rodenticider i mere end 90% af de undersøgte individer (Elmeros m.fl. 2018). Effekten af denne udbredte eksponering for rodenticider på artens status er ukendt. Gennem de seneste 10 år er mulighederne for kemisk bekæmpelse af gnavere reguleret, så giftstofferne fx nu kun må købes og bruges af autoriserede personer. Reguleringen har medført et markant fald i forbruget af rodenticider (<https://mst.dk/erhverv/rent-miljoe-og-sikker-forsyning/rottebekampelse/data-om-rotter>, 22-01-2025). Effekten af reguleringen på eksponeringen af ildere og andre rovdyr er ikke undersøgt.

Den stigende trafiktæthed på vejnettet medfører formentlig, at en stigende andel af bestanden dræbes i trafikken. Øget hegning med tætte hegn og barrierer langs veje og midterrabatter samt den øgede trafikintensitet vil i stigende grad fragmentere ilderbestandene.

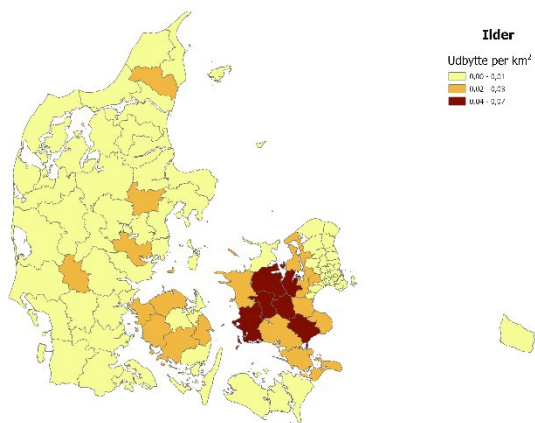
Jagts indflydelse på opnåelse af naturlig bærekapacitet

Det er uvist, hvor præcist vildtudbyttestatistikken afspejler udviklingen for de regionale ilderbestande pga. manglende data om reguleringsindsatsen. Det er ligeledes uvist, om og, i givet fald, hvor mange ildere, der bortreguleres af personer uden jagttegn og dermed ikke registreres i vildtudbyttestatistikken.

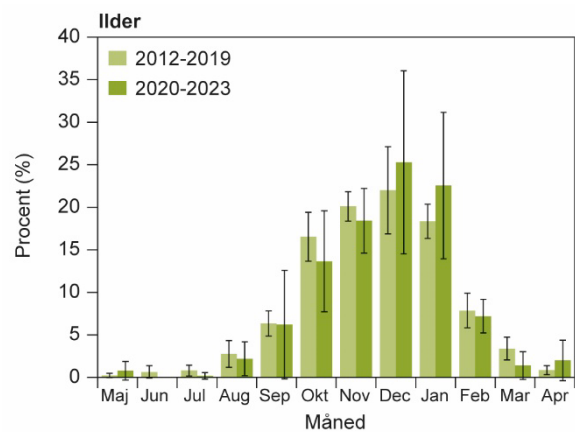
Regulering af ildere og bekæmpelse af småpattedyr kan dog ikke udelukkes at være begrænsende for lokale ilderbestande (Elmeros, 2021). Uden en bedre viden om bestandsudviklingen og betydningen af de enkelte og de kumulative effekter af trusler og presfaktorer på ilderbestandens status kan det ikke vurderes i hvilket omfang det nuværende niveau af reguleringen hindrer bestanden i at opnå den naturlige bærekapacitet.

Vurdering af eventuel jagttid

Der er ikke fastsat jagttid på ildere, men ildere må reguleres hele året, herunder med fælder. Ildere får unger i april-maj, som er afhængige af hunnen i de første tre måneder inden de bliver selvstændige. Gennem de seneste tolv jagtsæsoner er nedlæggelsesmåned indrapporteret for 1697 ildere, hvor over 90 % af ilderne bortreguleres gennem efteråret og vinteren (september - februar) (Fig. 3.2.2.3). En reduktion på 200-300 ildere, som indikeret ved det antal ildere, der årligt indberettes som reguleret, skønnes ikke at være kritisk for den samlede bestands status. Der er dog behov for mere viden for at vurdere betydningen af regulering og en eventuel jagttid, samt øvrige presfaktorer, på ilderbestanden lokalt og nationalt.



Figur 3.2.3.2 Geografisk fordeling af det estimerede udbytte af regulerede ildere som gennemsnitligt udbytte på kommuneplan i sæsonerne 2019/20 – 2023/24.



Figur 3.2.3.3 Tidsmæssig fordeling af nedlagte regulerede ildere vist som gennemsnit (± 95 % CI) for jagtsæsonerne 2012/13 – 2019/20 og i 2020/21 – 2023/24.



Ilder. Foto: Aksel Bo Madsen.

3.2.4 Husmår

Status for bestand og forvaltning		
Bestand i Danmark	Ukendt	
Gældende jagttid	Fra 2022/23:	Ingen jagttid
Tidligere jagttid	2018/19-2021/22: 1994/95-2017/18:	1. okt – 31. jan 1. sep – 31. jan
Regulering	Ja, uden forudgående tilladelse (jf. Vildtskadebekendtgørelsen, BEK nr. 1408 af 03/10/2022)	
Udbytte i Danmark	2022/23: 1.179 (467 jægere) 2023/24: 932 (350 jægere) (foreløbigt tal)	
Tendens i udbyttet 1995-2023 2018-2023	Ændring / år (ses i fig. 3.2.4.1) -3,5 % (A) -3,0 % (B) -20,4 % (A) -11,6 % (B)	Signifikans (A og B) *** *
Internationale og nationale listninger og statusvurderinger	DK rødliste: NT Europæisk rødliste: LC Global rødliste: LC Bern-konventionen: Liste III	
Bestandsbegrænsende faktorer	Vildtforvaltningsrådets målsætningsnotat (Madsen 2025): Begrænser jagt/regulering bestanden (direkte/indirekte): Ja, lokalt /? DK-Rødliste (IUCN-kategorier): 2.2 Landbrug, fjernelse af levende hegn og krat 4.1 Veje og jernbaner, trafikdrab 5.1 Jagt og Bekæmpelse, Bekæmpelse af arten 5.3 Udnyttelse af biologiske ressourcer, skovdrift 6.1 Rekreative aktiviteter, fysiske forstyrrelser og støj 9.3 Forurening med miljøgifte, bl.a. ved sekundær forgiftning med rodenticider	
Forvaltningsplaner	Ingen	

Forekomst og bestandsudvikling

Husmåren er udbredt i det meste af Danmark, bortset fra Bornholm, Læsø, Fanø, Sejerø og de fleste mindre øer (Madsen m.fl. 2007). Husmårbestanden er fragmenteret af sunde og bæltter, og der er ingen naturlig spredning mellem forekomsterne i Jylland, på Fyn og Sjælland. Den samlede nationale bestandsstørrelse af husmår er ukendt. Udviklingen i vildtudbyttet af husmår indikerer, at bestanden er i tilbagegang, men det er uvist hvor præcist vildtudbyttestatistikken afspejler udviklingen i bestandene i de forskellige landsdele. Der er ingen overvågning af husmår, som udviklingen i vildtudbyttet kunne sammenlignes med.

Jagten i Danmark

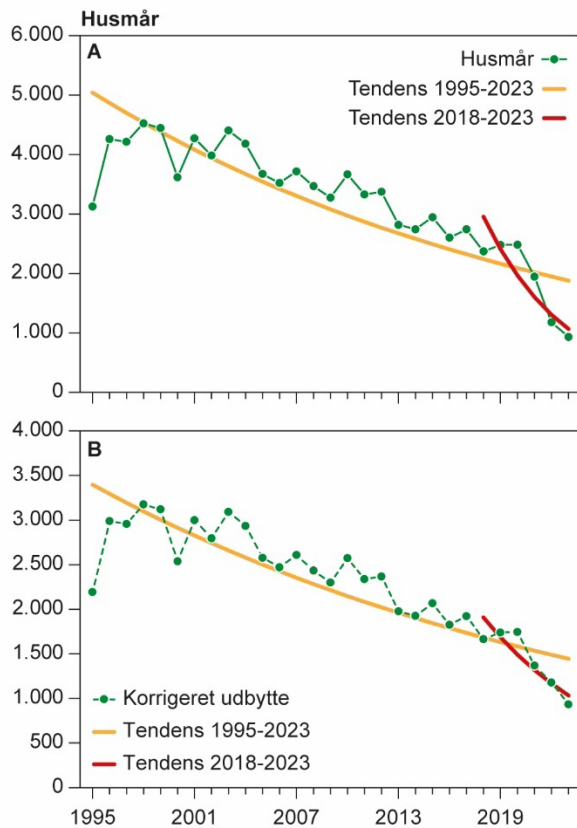
Siden jagtsæsonen 1995/96 er det indberettede udbytte af husmår faldet med 3,5 % per år ($P < 0,001$) fra omkring 4500 til under 1000 (Fig. 3.2.4.1A). Udbyttet af husmårer de seneste fem jagtsæsoner var højest på Fyn, Samsø, og Mors (Fig. 3.2.4.2). Estimatet for udviklingen inkluderer tal fra de sidste to jagtsæsoner, hvor der ikke har været

jagttid for husmår. En spørgebrevsundersøgelse til jægere, der havde indberettet husmår i jagtsæsonen 2019/20, viste at kun 29,8 % af de indberettede husmårer var nedlagt ved jagt (Elmeros & Møllerup 2021). Korrigeret for jagtfredningen, så tendensen i udbyttetallet ikke også afspejler forvaltningstiltag (dvs. 29,8 % af udbyttet er trukket fra de årlige udbyttetotal før fredningen), har faldet i udbyttet af husmår siden 1995/96 været 3,0 % per år ($P < 0,001$). Inden for de sidste fem jagtsæsoner er det korrigerede udbytte af husmårer faldet med 11,6 % per år ($P < 0,05$) (Fig. 3.2.4.1B). Tendenserne i de korrigerede udbyttetotal for husmår siden 1995/96 og for de seneste 6 år var ens for henholdsvis Jylland, Fyn og Sjælland. Om andelen af indberettede husmårer, der var nedlagt ved henholdsvis jagt og regulering, har ændret sig gennem de sidste 25 år, er der ikke indsamlet data på.

Der er indberettet nedlæggelsesmåned for sammenlagt 6842 husmårer siden 2012/13 (Fig. 3.2.4.3). De fleste husmårer blev nedlagt fra oktober til januar (82 %). I de to sæsoner efter jagtfredningen blev 76 % af husmårerne reguleret i de fire måneder. Andelen af husmårer, der

var nedlagt ved regulering uden for månederne med jagttid, steg fra omkring 10 % til 20 % frem til jagtfredningen ($P < 0,001$).

I Slesvig-Holsten har det årlige udbytte af husmår siden 2001 ligget på 4000-4500 med en svag, men signifikant faldende tendens (0,6 % per år, $P < 0,01$) (MELU-SH 2023).



Figur 3.2.4.1 Indberettet vildtudbytte (jagt og regulering) af husmår i jagtsæsonerne 1995/96 - 2023/24 med angivelse af tendenser i udbyttet i perioderne 1995/96 - 2023/24 og 2018/19 - 2023/24. A/ Indberettede udbyttetotal inkl. jagt og regulering, B/ Udbyttetotal korrigeret så det kun viser bortregulerede husmårer (se tekst).

Forvaltningsmæssige problemstillinger

Som andre rovdyr kan husmår prædere på fjerkræ. Husmår kan også være til gene for mennesker, når den bor i bygninger. Husmår må reguleres hele året under visse forhold, f.eks. i og omkring bygninger og i og omkring fjerkræhold, der er forsvarligt indhegnede således, at husmår holdes ude (BEK. nr. 1408 af 03/10/2022). Regulering af husmår kræver ikke forudgående tilladelse.

Husmår præderer på mus og rotter og eksponeres derigennem for rodenticider, når der udføres kemisk bekæmpelse af gnavere. I husmårer indsamlet i 2000-2012, blev der detekteret rodenticider i mere end 95 % af de undersøgte individer. De fleste individer havde flere forskellige giftstoffer i sig og nogle individer havde

meget høje, potentielt letale koncentrationer i leveren (Elmeros m.fl. 2018). Effekten af denne udbredte eksponering for rodenticider på artens status er ukendt. Gennem de seneste 10 år er mulighederne for kemisk bekæmpelse af gnavere reguleret, så giftstofferne f.eks. nu kun må købes og bruges af autoriserede personer. Reguleringen har medført et markant fald i forbruget af rodenticider (<https://mst.dk/erhverv/rent-miljoe-og-sikker-forsyning/rottebekampelse/data-om-rotter>, 22-01-2025). Effekten af reguleringen på eksponeringen af husmår og andre rovdyr er ikke undersøgt.

Et ukendt antal husmårer dræbes i trafikken. En stigende trafikmængde på vejnettet medfører formentlig, at andelen af husmårbestand, der årligt dræbes på vejene, er stigende. Øget hegning med tætte hegn og barrierer langs veje og midterrabatter uden samtidig at anlægge faunapassager som anbefalet i Vejdirektoratets vejledning (Vejdirektoratet 2020), samt den øgede trafikintensitet fragmenterer desuden i stigende grad husmårbestandene.

Husmår blev i 2019 rødlistet som Næsten Truet (NT) i Danmark på baggrund af tilbagegangen i vildtudbyttet på 36 % over 18 jagtsæsoner (2000/01 - 2017/18) (Elmeros m.fl. 2019). Husmåren er udbredt i det meste af Europa og Mellemøsten og i store dele af Asien (Abramov m.fl. 2016). På globalt og europæisk plan er husmårs rødlistestatus vurderet som Least Concern (LC) (Temple & Terry 2007).

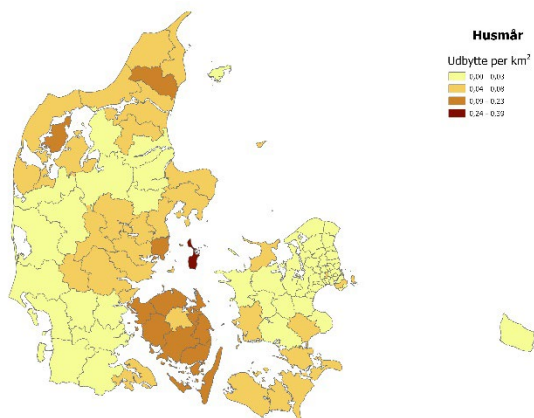
Jagtens indflydelse på opnåelse af naturlig bærekraft

Det er uvist, hvor præcist vildtudbyttestatistikken afspejler udviklingen i husmårbestand nationalt og regionalt pga. manglende data om jagt- og reguleringsindsatsen og uafhængige data for bestandsudviklingen. De faldende udbytter kunne f.eks. også være et udtryk for faldende konflikt-niveauer og dermed en faldende bekæmpelsesindsats pga. forbedret standard i bygninger.

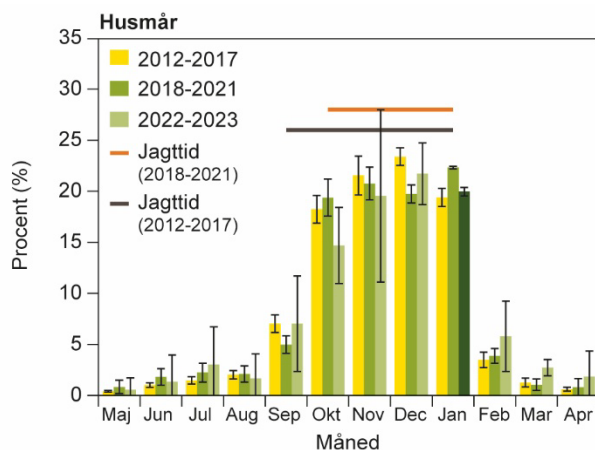
Husmår har naturligt en forholdsvis lav tæthed og et lavt reproduktionspotentiale (Rasmussen m.fl. 1986). Hunner er 2 år gamle før de får deres første kuld, som sjældent består af mere end 2-3 unger. Artens status er derfor mere følsom overfor overdødelighed af yngledygtige hunner end arter med højt reproduktionspotentiale f.eks. ræv og hare (se referencer i de arts kapitler). Intensiv bekæmpelse af - og tidligere jagt på - husmår kan formentlig begrænse lokale bestande (Elmeros 2021). Der er ingen data for hvilke dele af bestanden (køn og alder), der primært nedlægges ved regulering og hvilke tiltag, der er gjort for at afværge behovet for bortregulering af husmårer. Det er ligeledes uvist, hvor stor betydning reguleringstrykket (og tidligere jagt) har ift. at opnå husmårbestande på landskabernes naturlige bæreevne

Vurdering af eventuel jagttid

Der er ikke jagttid på husmår. Da der var jagttid på arten, blev størstedelen af de indberettede husmårer nedlagt ved regulering (70 %) (Elmeros & Mellerup 2021). Jagt var således næppe den væsentligste begrænsende faktor for husmårbestandene. Effekten af reguleringen sammenlignet med andre trusler for husmårbestandene (f.eks. trafikdrab, hegning, gnaverbekæmpelse) og ændringer i landskabets bæreevne (f.eks. fortsat intensiveret arealudnyttelse og fragmentering) er dog uvist.



Figur 3.2.4.2 Geografisk fordeling af indberettet vildtudbytte af husmår vist som gennemsnitligt udbytte per km² på kommuneplan i jagtsæsonerne 2019/20 – 2023/24



Figur 3.2.4.3 Månedlig fordeling af nedlagte husmår vist som gennemsnit (± 95 % CI) for jagtsæsonerne 2012/13 – 2017/18 (N=4.032) og 2018/19 – 2021/22 (N=2415) (jagt og regulering) samt for 2022/23-2023/24 (N= 395) (kun regulering) hvor det kun var tilladt at regulere husmår.



Husmår. Foto: Colourbox

3.2.5 Taffeland

Status for bestand og forvaltning		
Ynglebestand i Danmark	Seneste Artikel 12 (Fredshavn 2019b): 339 par. Stabil (2007-2018) Nye udkast til Artikel 12 (Fredshavn m.fl. 2025b): 267 par. Stabil (2013-2023)	
Flywaybestand	Bestand: 150.000 Langtidstrend (1969-2023): Moderat tilbagegang Korttidstrend (2014-2023): Stabil (Wetlands International 2025a, 2025b)	
Gældende jagttid	Fra 2020/21:	Ingen jagttid
Tidligere jagttid	1994/95-2019/20:	1. okt – 31. jan
Regulering	Nej - Ingen regulering	
Udbytte i Danmark	2018/19: 389 (142 jægere) 2019/20: 697 (185 jægere)	
Udbytte i EU	67.100 (gns. 2012-2017; 19/20 lande)	
Tendenser i jagtudbyttet 1995-2019	Ændring / år -4,9 %	Signifikans ***
Internationale/nationale aftaler, konventioner, rødlistes m.v.	DK rødliste: VU (ynglebestand); NT (trækbestand) Europæisk rødliste: VU Global rødliste: VU AEWA: A1b	
Bestandsbegrænsende faktorer (yngle- og trækbestand)	Vildtforvaltningsrådets målsætningsnotat (Madsen 2025): Begrænser jagt/regulering bestanden (direkte/indirekte): Sandsynligvis ikke/Muligvis Forstyrrelsesfølsomhed (Lav) Artikel 12: Eutrofiering af søer, jagt og invasive arter (Middel) EU-TFRB (vurdering af jagtryk i EU, 2024): ikke bæredygtig (NØ/NV Europa) måske bæredygtig (Central Europa og NØ Europa/Sortehav/Middelhav)	
Forvaltningsplaner	Ingen	

Forekomst og bestandsudvikling

Taffeland forekommer i Danmark som både ynglende, på træk og overvintrende. Den danske ynglefuglebestand blev i seneste Artikel 12-afrapportering anslået at tælle 339 par og som værende stabil (Fredshavn m.fl. 2019b). Bestandstallet der dog er nedjusteret til 267 par i det nye udkast, men udviklingen fortsat som stabil (Fredshavn m.fl. 2025b), dette med henvisning til DOF's punkttællinger (Vikstrøm m.fl. 2023). Begge tal er dog pga. et begrænset datasæt behæftet med betydelig usikkerhed. Arten yngler fortrinsvis i det østlige Danmark samt i Østjylland (Vikstrøm & Moshøj 2020).

Ynglefuglebestanden i det østlige Europa, hvor den tætteste bestand af arten findes, har derimod været kraftigt faldende over de sidste 30 år (Fox m.fl. 2016).

Den danske overvintringsbestand af taffeland blev i 2023 opgjort til ca. 6.600 individer og har på fire landsdækkende midvintertællinger i perioden 2013-2023

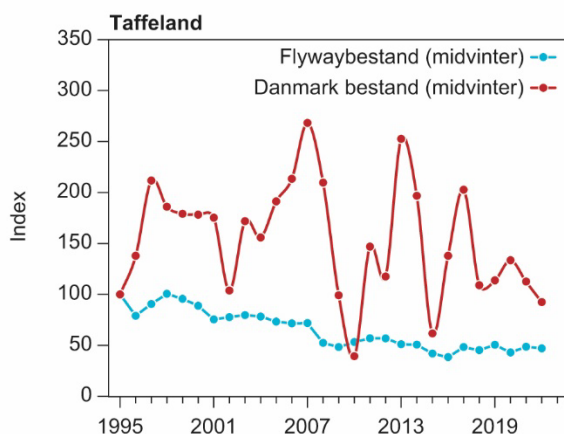
været på mellem 3.659-9.220 fugle (Nielsen m.fl. 2024). Artens bestandsudvikling ved midvinter er betegnet som værende i moderat tilbagegang, både for perioden 2012-2023 (Fig. 3.2.5.1A) og for perioden 1987-2023 (Nielsen m.fl. 2024).

Den relevante flywaybestand af taffeland tæller ca. 150.000 individer og vurderes at være i tilbagegang (Wetlands International 2022). Bestanden omfatter ynglefugle fra den vestlige og nordlige del af Europa, herunder det vestlige Rusland (se flyways i Scott & Rose 1996, Wetlands International 2022). Flywaybestanden er i moderat tilbagegang på langt sigt (1969-2023) og stabil på kort sigt (2014-2023) (Wetlands International 2025a), men bestandsestimateret fastholdes på 150.000 fugle i udkastet til AEWA CSR9 (Wetlands International 2025b).

Baseret på genfund af ringmærkede danske ynglefugle er det estimeret, at ca. 25 % af ynglebestanden overvinterrer i Danmark, mens omkring 75 % trækker mod

sydvest og overvintrer primært på De Britiske Øer og i den nordlige del af Frankrig (Bønløkke m.fl. 2006). Mange genmeldinger er af skudte fugle, hvorfor der selvfølgelig vil være en bias mod lande, hvor der foregår/har foregået jagt på arten. Der er kun ringmærket få taffelænder efter 1990 og de fleste genmeldinger er derfor af ældre dato (Bønløkke m.fl. 2006). En eventuel forskydning af overvintringsområdet i forbindelse med f.eks. ændret klima, er dermed ikke indeholdt i data.

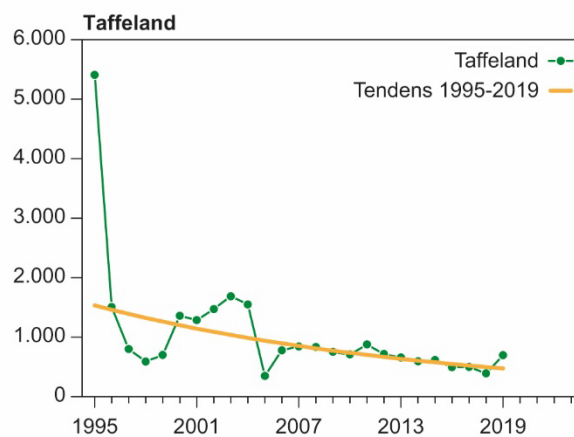
Den danske vinterbestand af arten varierer i antal med vinterens hårdhed, og der bliver registreret flest fugle i milde vintre (Pihl 2000). Om vinteren forekommer arten fortrinsvis i de sydlige og sydøstlige dele af landet samt i nogen udstrækning også i Østjylland (Nielsen m.fl. 2024). De forekommer langt overvejende i søer og nor, men også i nogen udstrækning i beskyttede, lavvandede dele af de danske farvande. Forekomster på havet stiger i forbindelse med kolde perioder, hvor søer og nor fryser til. I Danmark forekommer arten ofte i større antal om efteråret end om vinteren, hvorfor den i forbindelse med NOVANA-programmet ud over midvintertællingerne også overvåges i oktober.



Figur 3.2.5.1A Bestandsindeks for overvintrende taffelænd i den samlede flywaybestand (IWC, Wetlands International 2025a) samt i Danmark (NOVANA, Nielsen m.fl. 2024) for perioden 1995/96 til 2022/23. Se uddybning i afsnittet om bestandsopgørelser.

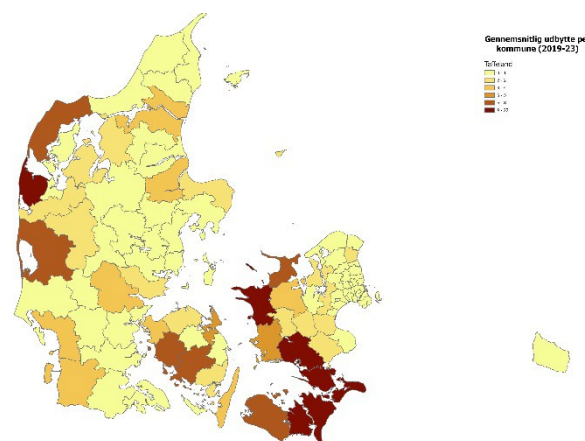
Jagten i Danmark

Det årlige antal af nedlagte taffelænder i Danmark faldt i perioden fra 1995 og frem til artens fredning i 2020 (Fig. 3.2.5.1B). I 1995/96 var jagtudbyttet ekstraordinært højt, måske fordi der var tale om en kold vinter, hvor isdække fortrængte taffelænderne fra søerne. Denne sæson blev der nedlagt mere end 5.400 individer, faldende til ca. 1.450 i 1996 og til godt 600 i 1998. Laveste antal blev nedlagt i 2005, hvor færre end 400 individer blev skudt. Den nationale udvikling i udbyttets størrelse var faldende med 4,9 % pr. år i perioden 1995-2019.



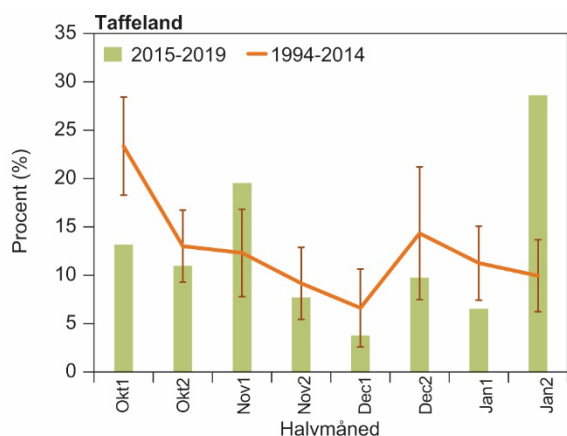
Figur 3.2.5.1B. Udbytte af taffeland i jagtsæsonerne 1995/96 – 2019/20 og tendensen i udbyttet for perioden 1995-2019. Arten blev jagtfredet i 2020

Den geografiske fordeling af udbyttet af taffeland var koncentreret i de centrale og østlige dele af landet, med Vestsjælland, Lolland, Falster og Langeland som de vigtigste områder. Færre taffelænder blev nedlagt i den øvrige del af Sjælland, langs den jyske vestkyst og i Østjylland, analyseret på grundlag af data fra sæsonen 2019 - 2020 (Fig. 3.2.5.2). Bemærk, at kortet kun bygger på en enkelt jagtsæson.



Figur 3.2.5.2. Geografisk fordeling af det estimerede udbytte af taffeland som gennemsnitligt udbytte på kommuneplan i sæsonen 2019/20 (herefter blev arten fredet).

Der er ikke store udsving i den sæsonmæssige fordeling af det danske jagtudbytte. I perioden fra 1994-2014 blev flest fugle (godt 23 %) nedlagt i første halvdel af oktober, faldende til ca. 7 % i første halvdel af december. Herefter en stigning til godt 14 %, med et efterfølgende fald til 10 % i sidste halvdel af januar (Fig. 3.2.5.3). Den tendens ændrede sig i perioden 2015-2019, hvor den største andel af udbyttet blev nedlagt i sidste halvdel af januar (næsten 30 %), og med en mindre top (ca. 20 %) i første halvdel af november (Fig. 3.2.5.3).



Figur 3.2.5.3 Tidsmæssig fordeling af nedlagte taffelænder vist som gennemsnit (\pm 95 % CI) for jagtsæsonerne 1994/1995 – 2014/15 (linje) og i 2015/16 – 2019/20.

Forvaltningsmæssige problemstillinger

Taffeland er på både den globale og den europæiske rødliste klassificeret som Sårbar (VU) (IUCN 2025). På den danske rødliste er arten listet som værende Sårbar (VU) for ynglebestanden og Næsten Truet (NT) for trækbestanden (Moeslund m.fl. 2023).

Under Vandfugleaftalen er taffeland klassificeret til kategori A1b (AEWA 2023), dette med henvisning til den globale rødlistning. Denne klassificering foreslås opretholdt i AEWA CSR9 (Wetlands International 2025b). Den klassifikation indebærer, at arten i henhold til AEWA-aftalen ikke må jages.

Den væsentligste påvirkning af den danske ynglebestand af taffeland skønnes at være eutrofiering af

vigtige søer for arten (f.eks. søerne omkring Maribo, Fox m.fl. 2019). Andre faktorer som prædation fra invasive arter (og tidligere jagt) skønnes at være mindre betydende påvirkningsfaktorer for ynglebestanden af taffeland (Fredshavn m.fl. 2019b). For de overvintrende dele af bestanden skønnes forurening at være en vigtig faktor, ligesom jagt tidligere har været i Danmark og måske stadig er i dele af yngleområdet (Fredshavn m.fl. 2019b). Endelig beskrives blyforgiftning at være en påvirkningsfaktor, idet arten opsamler føde fra sedimentet, hvor blyhagl kan forekomme (Green & Pain 2016).

Der foreligger hverken danske eller internationale forvaltningsplaner for taffeland.

Vurdering af eventuel jagttid

Taffeland blev jagtfredet i Danmark i 2020 og er i AEWA-sammenhæng klassificeret som A1b, hvorfor der ikke må være jagt på arten. EU og Danmark har dog tidligere indgivet reservation med opsættende virkning på et stop for jagt. DCE er ikke bekendt med om denne fortsat er gældende.

Den for Danmark relevante flywaybestand er stadig beskrevet som værende i tilbagegang på lang sigt (stabil på kort sigt), hvorfor det vurderes relevant at fastholde artens nuværende status som jagtfredet.

Arten og den nord- og nordøsteuropæiske flywaybestand er omfattet af EU-TFRB-arbejdet. Her tyder foreløbige analyser på, at jagten på taffeland ikke synes bæredygtig, og derfor bør adresseres (Cruz-Flores m.fl. 2024a).



Taffelænder. Foto: Rasmus Due Nielsen.

3.2.6 Havlit

Status for bestand og forvaltning		
Ynglebestand i Danmark	Yngler ikke i Danmark.	
Flywaybestand	Bestand: 1.600.000. Langtidstrend (1971-2023): Moderat tilbagegang Korttidstrend (2014-2023): Stabil (Wetlands International 2025a, 2025b).	
Gældende jagttid	Fra 2020/21:	Ingen jagttid
Tidligere jagttid	2011/12-2018/19:	okt – 31. jan
	2018/19-2019/20:	okt – 31. jan (kun hanner)
Regulering	Nej - Ingen regulering	
Udbytte i Danmark	2018/19: 864 (213 jægere) 2019/20: 965 (173 jægere)	
Udbytte i EU	25.000 (gns. 2012-2017; 5/5 lande)	
Tendenser i jagtudbyttet 1995-2019	Ændring / år -5,3 %	Signifikans ***
Internationale/nationale aftaler, konventioner, rødlistes m.v.	DK rødliste: LC (trækbestand) Europæisk rødliste: LC Global rødliste: VU AEWA: A1b	
Bestandsbegrænsende faktorer (trækbestand)	Vildtforvaltningsrådets målsætningsnotat (Madsen 2025): Begrænser jagt/regulering bestanden (direkte/indirekte): Sandsynligvis ikke / Muligvis Forstyrrelsesfølsomhed (Middel) Artikel 12: Vindmøller, skibstrafik, jagt og fiskeri/bifangst (Middel) EU-TFRB (vurdering af jagtryk i EU, Cruz-Flores m.fl. 2024a): bæredygtig (V Sibirien og N+NV Europa)	
Forvaltningsplaner	AEWA: International Single Species Action Plan for the Conservation of the Long-tailed Duck (Hearn m.fl. 2015)	

Forekomst og bestandsudvikling

Havlit forekommer i Danmark som træk- og vintergæst. Arten yngler i Arktis og Subarktis, og er ikke ynglefugl i Danmark. Havlit gennemgår svingfjersfældning nær ynglepladserne, og ikke i Danmark, som det er tilfældet med sortand og fløjlsand. Arten forekommer derfor primært i danske farvande fra slutningen af oktober til starten af april (Christensen m.fl. 2022).

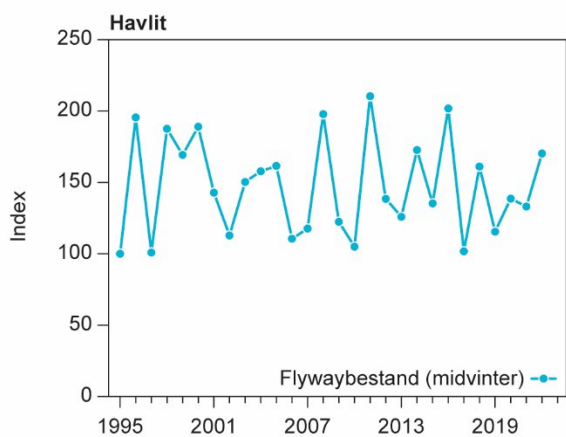
Den danske midvinterbestand af havlit er senest vurderet til 44.500 individer i 2023 med en bestandsudvikling, der blev vurderet usikker på lang sigt (1987-2023) og stabil på kort sigt (2013-2023) (Nielsen m.fl. 2024). Arten forekommer næsten udelukkende på havet. Den vigtigste lokalitet i Danmark for havlit er Rønne Banke, men der forekommer også koncentrationer syd for Lolland, Falster og Møn, i Faxe og Køge bugter, samt farvandet syd for Langeland, Ærø og Fyn. Kriegers Flak, øst for Møn rummer desuden lejlighedsvis koncentrationer af havlitter. En

mindre koncentration findes desuden i Ålborg Bugt (Petersen & Nielsen 2011, Petersen m.fl. 2019).

Havlit kan være vanskelig at registrere under optællinger, fordi den overvejende forekommer langt fra kysten. Den er meget svær at optælle ved totaltællinger fra fly (som var den primære metode før 2004), hvilket fremgår af indeksberegningerne, der fluktuerer betydeligt fra år til år (Fig. 3.2.6.1A). Med indførelse af transekt-tællinger i 2004 kunne antal og tætheder beregnes over større marine områder (Petersen m.fl. 2019).

Den samlede flywaybestand af havlit omfatter 1,6 mio. individer (Wetlands International 2022), og omfatter ynglebestande i det nordlige Skandinavien og Rusland (se flyways i Scott & Rose 1996, Wetlands International 2022). Bestanden som helhed beskrives som værende stabil for perioden 2014-2023 og som moderat faldende over perioden fra 1971-2023 (Wetlands International 2025a).

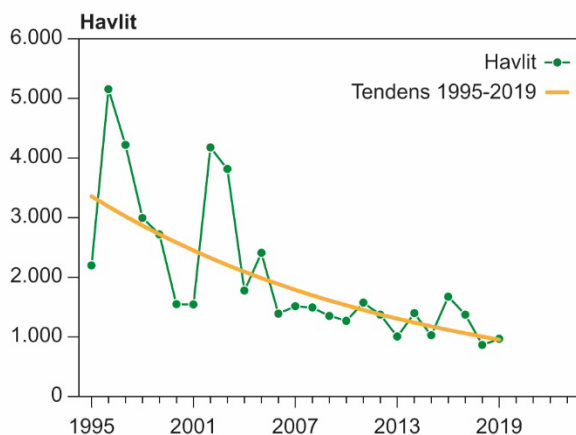
Det oprindelige estimat for bestanden fra starten af 1990'erne af Skov m.fl. (2011) var på 4,6 mio. individer, faldende til det ovennævnte estimat på 1,6 mio. omkring 2007/08. Siden er bestandsstørrelsen vurderet at have været stabil (Wetlands International 2025a). Faldet ses ikke tydeligt i kurven for bestandsudviklingen (Fig. 3.2.6.1A), men denne er kun i begrænset omfang baseret på tællinger fra større offshore områder i Østersøen, hvor de fleste fugle findes. Havlit-bestande på Island og Grønland tilhører en anden flywaybestand, og indgår ikke i ovennævnte antal.



Figur 3.2.6.1A. Bestandsindeks for overvintrende havlit i den samlede flywaybestand (IWC, Wetlands International 2025a). Se uddybning i afsnittet om bestandsopgørelser.

Jagten i Danmark

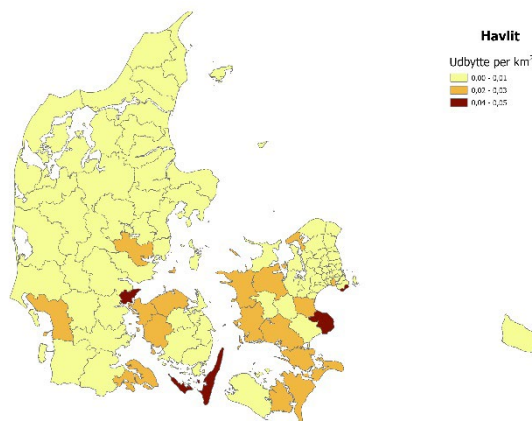
Der har siden 2020/2021 ikke været jagt på havlit i Danmark. I de sidste år med jagttid lå det årlige jagtudbytte af havlit på hhv. 864 og 921 individer i 2018 og 2019. Antallet af nedlagte havlitter fluktuerede meget fra år til år, med over 5.000 fugle i 1996 som det højeste til 864 individer i 2018 som det laveste (Fig. 3.2.6.1B). Antallet af nedlagte havlitter faldt over det lange tidsinterval 1995-2019.



Figur 3.2.6.1B. Jagtudbyttet af havlit i jagtsæsonerne 1995/96 – 2019/20 og tendenser i jagtudbyttet i sæsonerne 1995-2019.

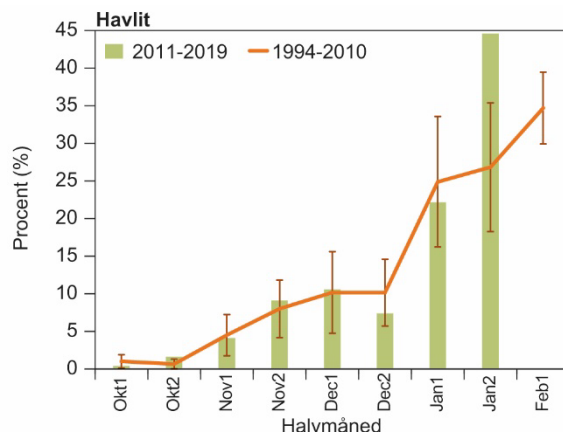
Den geografiske fordeling af udbyttet af havlit er koncentreret i det sydlige og sydøstlige Danmark, med

mindre udbytte i sydlige Kattegat og Vadehavet. Data beror udelukkende på sæsonen 2019/2020. (Fig. 3.2.6.2).



Figur 3.2.6.2. Geografisk fordeling af jagtudbyttet af havlit vist som det gennemsnitlige udbytte på kommuneplan i sæsonen 2019/20. Udbyttet er primært nedlagt på søterritoriet og tilskrevet nærmeste kommune.

Den tidsmæssige fordeling af udbyttet af havlit i perioden 1994-2010 viste en gradvist stigende andel af udbyttet over sæsonen fra første halvdel af oktober til første halvdel af februar, og den samme tendens blev observeret for perioden oktober til udgangen af januar 2011-2019 (Fig. 3.2.6.3)



Figur 3.2.6.3. Tidsmæssig fordeling af udbyttet af havlit i Danmark for jagtsæsonerne 2011-2019 (søjler) og 1994-2010 (linje), opgjort i halvmåneder.

Forvaltningsmæssige problemstillinger

Havlit er på den globale rødliste klassificeret som Sårbar (VU), mens den på den europæiske rødliste er vurderet Livskraftig (LC) (IUCN 2025). Arten er listet som Livskraftig (LC) på den danske rødliste på grundlag af overvintrende bestande (Moeslund m.fl. 2023). Endelig er havlit listet under kategorien A1b under Vandfugleaftalen (AEWA 2023), med henvisning til den globale rødlistning. Det er en klassificering der foreslås opretholdt i det nye udkast til AEWA CSR9 (Wetlands International 2025b).

Der foreligger en AEWA-handlingsplan for havlit (Hearn m.fl. 2015). Efterfølgende er der under AEWA

oprettet en international arbejdsgruppe, AEWA "European Sea Duck International Working Group", med henblik på at koordinere og sikre implementering af handlingsplanen i medlemslandene. Arbejdsgruppen blev etableret i december 2020.

Bestanden af havlit i Danmark formodes at være påvirket af forstyrrelser fra både og skibstrafik (Fliessbach m.fl. 2019), og fra havvindmøller (Petersen m.fl. 2011, 2018, Fox & Petersen 2019) samt af bifangst af fugle i fiskeredskeer (Zydelis m.fl. 2009). I 1990'erne og op i 2000'erne blev det vurderet at imellem 50.000 og 100.000 havlitter årligt døde af olieforureninger i den centrale Østersø (Larsson og Tyden 2005). Frekvensen af olieforureninger i Østersøen er efter den tid reduceret markant (HELCOM 2018), og det skønnes at dette samtidig har reduceret det årlige pres på havlit-bestanden.

Miljøstyrelsen bestilte i 2016 en analyse af bestandsudviklingen for havlit i Danmark, herunder beskrivelser af konditionsforhold og fødevalg (Petersen m.fl. 2019). Rapporten konkluderer, at havlitter der overvintrer i Danmark, ser ud til at være i god kondition, samt at artens føde primært består af bentiske organismer, muslinger, krebsdyr og små fisk.

Vurdering af eventuel jagttid

Havlit blev jagtfredet i Danmark i 2020. Med den fallende vesteuropæiske bestand over det lange tidsperspektiv skønnes det relevant at fastholde artens nuværende status, hvilket også vil være i tråd med A1b kategoriseringen under AEWA, hvilket betyder, at der ikke kan være jagt på arten. EU og Danmark har dog tidligere indgivet reservation med opsættende virkning på et stop for jagt. DCE er ikke bekendt med om denne fortsat er gældende.

Havlit påvirkes potentielt af jagtlig forstyrrelse, men den jagtlig forstyrrelses indflydelse på havlitbestanden kan ud fra det nuværende vidensgrundlag ikke kvantificeres. Den skønnes dog at være ubetydelig, set i et flywayperspektiv.

Arten og flywaybestanden er omfattet af EU-TFRB-arbejdet. Her tyder foreløbige analyser på, at jagten på havlit synes bæredygtig (Cruz-Flores m.fl. 2024a).



Havlit. Foto: Rasmus Due Nielsen.

3.2.7 Fløjlsand

Status for bestand og forvaltning		
Ynglebestand i Danmark	Yngler ikke i Danmark	
Flywaybestand	Bestand: 220.000-410.000. Langtidstrend (1985-2023): Moderat fremgang Korttidstrend (2014-2023): Stabil (Wetlands International 2022;2025).	
Gældende jagttid	Fra 2020/21:	Ingen jagttid
Tidligere jagttid	2010/11-2018/19:	okt – 31. jan
	2018/19-2019/20:	okt – 31. jan (kun hanner)
Regulering	Nej - Ingen regulering	
Udbytte i Danmark	2018/19: 3.624 (536 jægere) 2019/20: 3.944 (434 jægere)	
Udbytte i EU	3.100 (gns. 2012-2017; 2/3 lande)	
Tendenser i jagtudbyttet 1995-2019	Ændring / år 2,9 %	Signifikans ***
Internationale/nationale aftaler, konventioner, rødlistes m.v.	DK rødliste: NT (trækbestand) Europæisk rødliste: VU Global rødliste: VU AEWA: A1b	
Bestandsbegrænsende faktorer (trækbestand)	Vildtforvaltningsrådets målsætningsnotat (Madsen 2025): Begrænser jagt/regulering bestanden (direkte/indirekte): Sandsynligvis ikke / Muligvis Forstyrrelsesfølsomhed (Høj) Artikel 12: Jagt, vindmøller, skibstrafik, rekreative aktiviteter, fiskeri/bifangst (Middel) EU-TFRB (vurdering af jagttryk i EU, Cruz-Flores m.fl. 2024a): bæredygtig (V Sibirien og N+NV Europa)	
Forvaltningsplaner	EU og AEWA: International Single Species Action Plan for the Conservation of the Velvet Scoter (Dagys & Hearn 2018).	

Forekomst og bestandsudvikling

Fløjlsand forekommer i Danmark som træk- og vintergæst. Fældende fugle optræder i Danmark i sensommeren, og arten findes således i danske farvande det meste af året. Arten forekommer i Danmark i langt størst antal om vinteren. Fløjlsand er ikke ynglefugl i Danmark.

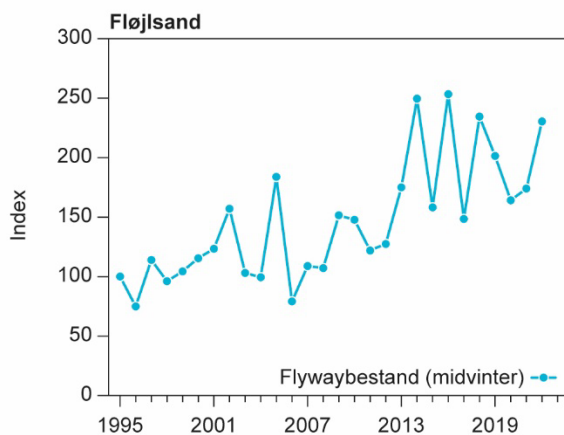
Den danske midvinterbestand af fløjlsand er senest vurderet til 53.900 individer i 2023 med en bestandsudvikling, der blev vurderet usikker på lang sigt (1968-2023) og stabil på kort sigt (2013-2023) (Nielsen m.fl. 2024). Arten forekommer næsten udelukkende på havet. De vigtigste lokaliteter i Danmark for overvintrende fløjlsand er Ålborg Bugt, Sydvestlige Kattegat inklusive Sejerøbugten samt Isefjorden (Nielsen m.fl. 2024). De vigtigste områder for fældende fløjlsænder er Ålborg Bugt og Sejerøbugten og Smålandsfarvandet (Nielsen m.fl. 2024). Fløjlsand fouragerer ofte på større vanddybder

langt fra land (Forni m.fl. 2023) og er derfor, ligesom havlit og sortand, vanskelige at observere fra land. Desuden kan det være vanskeligt at skelne sortand og fløjlsand ved optællinger fra fly.

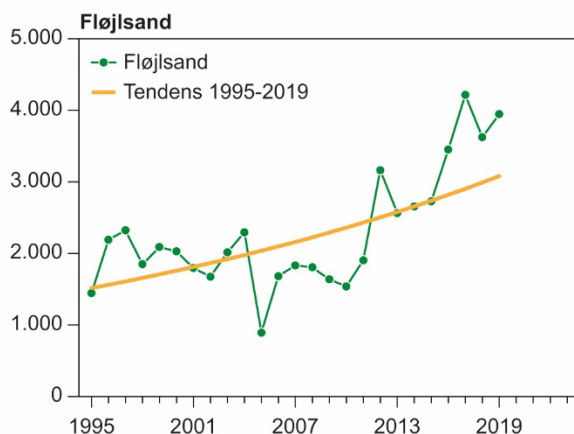
Fløjlsand blev registreret fåtalligt i Danmark i en årække fra ca. 2000 til 2010, hvorefter den igen er registreret i stigende antal (Nielsen m.fl. 2024). En lignende udvikling er sket i Sverige (Haas & Nilsson 2018) og i den tyske del af Østersøen.

Den samlede flywaybestand af fløjlsand er på 220.000 – 410.000 individer (Wetlands International 2022) og omfatter ynglebestande i Skandinavien og Rusland (se flyways i Scott & Rose 1996, Wetlands International 2022). I udkastet til AEWA CSR9 er bestanden angivet med 220.000 fugle (Wetlands International 2025b), hvor det er uklart hvorfor den øvre del af bestandsintervallet

er nedskrevet, da bestanden som helhed beskrives som værende stabil for perioden 2014-2023 og som moderat stigende over perioden fra 1985-2023 (Wetlands International 2025a), hvor udviklingen siden 1995 ses i Fig. 3.2.7.1A.



Figur 3.2.7.1A. Bestandsindeks for overvintrende fløjlsand i den samlede flywaybestand (IWC, Wetlands International 2025a). Se uddybning i afsnittet om bestandsopgørelser.

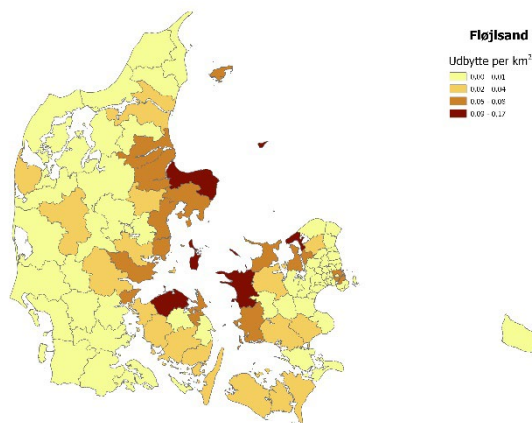


Figur 3.2.7.1B. Jagtudbyttet af fløjlsand i jagtsæsonerne 1995/96 – 2019/20 og tendensen i jagtudbyttet for 1995-2019.

Jagten i Danmark

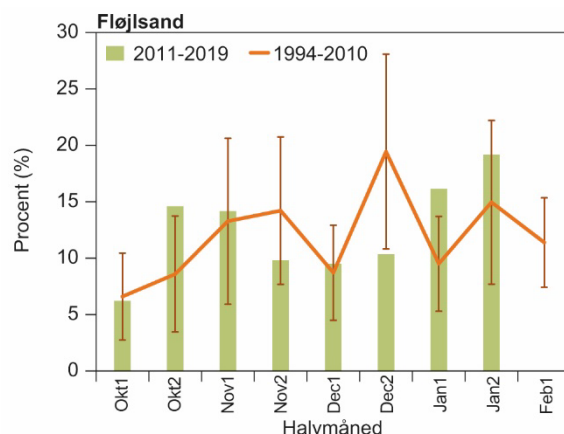
Fløjlsand er fra 2020 totalfredet i Danmark. Før da var jagtudbyttet af fløjlsand steget over perioden 1995-2019 (Fig. 3.2.7.1B). Lige som det er tilfældet for sortand, kan en del af forklaringen på stigningen for fløjlsandudbyttet i perioden frem mod 2019 være, at arten i stigende grad overvintret sydligere i de indre danske farvande, hvor jagtintensiteten er større end i Ålborg Bugt.

Den geografiske fordeling af jagten i Danmark koncentrerer sig omkring Ålborg Bugt, Sejerøbugten, nordlige Storebælt og Nordfyn, men der ses desuden en mindre del nedlagte fløjlsænder omkring resten af Fyn og Lolland-Falster (Fig. 3.2.7.2).



Figur 3.2.7.2. Geografisk fordeling af jagtudbyttet af fløjlsand vist som det gennemsnitlige udbytte på kommuneplan i sæsonen 2019/2020. Udbyttet er primært nedlagt på søterritoriet og tilskrevet nærmeste kommune.

Den tidsmæssige fordeling af udbyttet af fløjlsand over jagtsæsonen varierer ikke markant. Beregnet på halve måneder oversteg den procentvise andel af udbyttet ikke 20 % i hver halv-måned, hverken beregnet over perioden 1994-2010 eller perioden 2011-2019 (Fig. 3.2.7.3).



Figur 3.2.7.3. Tidsmæssig fordeling af udbyttet af fløjlsand i Danmark for jagtsæsonerne 2011-2019 (søjler) og 1994-2010 (linje), opgjort på halvmåned

Forvaltningsmæssige problemstillinger

Fløjlsand er omfattet af den globale og den europæiske rødliste som Sårbar (VU) (IUCN 2025). Den danske vinterbestand er klassificeret som Næsten Truet (NT) (Moeslund m.fl. 2023). Endelig er fløjlsand listet under kategorien A1b under Vandfugleaftalen (AEWA 2023), med henvisning til den globale rødlistning. Denne listning foreslås opretholdt i AEWA CSR9 (Wetlands International 2025b).

Der foreligger en AEWA-handlingsplan for fløjlsand (Dagys & Hearn 2018). Efterfølgende er der under AEWA oprettet en international arbejdsgruppe, AEWA "European Sea Duck International Working Group", med henblik på at koordinere og sikre implementering af handlingsplanen i medlemslandene. Arbejdsgruppen blev etableret i december 2020.

Miljøstyrelsen bestilte i 2016 en analyse af bestandsudviklingen for fløjsand i Danmark, herunder beskrivelser af konditionsforhold og fødevalg (Petersen m.fl. 2019). Rapporten konkluderer, at fløjsænder, der overvintrer i Danmark, ser ud til at være i god kondition, samt at artens føde primært består af muslinger, f.eks. nøddemusling, som de finder i blød havbund.

Fløjsand kan påvirkes af bifangst i fiskeredskaber (Zydelis m.fl. 2009, Degel m.fl. 2010) samt af forstyrrelser fra menneskelige aktiviteter, i særdeleshed i fældningsperioden i juli og august.

Vurdering af eventuel jagttid

Fløjsand blev jagtfredet i Danmark i 2020. Arten er fortsat listet under kategori A1b under AEWA, hvilket ikke giver mulighed for at drive jagt på arten, hvilket betyder, at der ikke kan være jagt på arten. EU og Danmark har dog tidligere indgivet reservation med opsættende

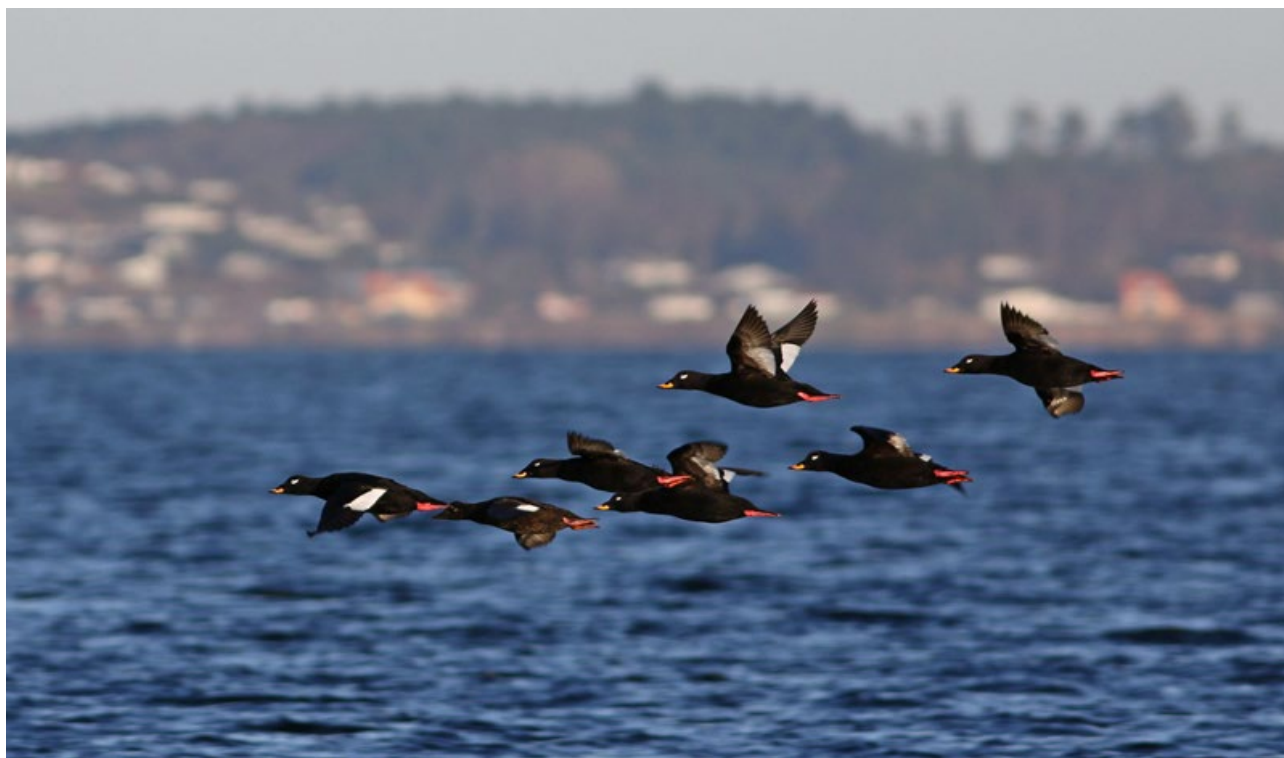
virkning på et stop for jagt. DCE er ikke bekendt med om denne fortsat er gældende.

Selv om flywaybestanden nu vurderes at være i fremgang på lang sigt, er arten på et langt lavere bestandsniveau end før 1995. Derfor tilrådes en fortsat fredning ud fra et forsigtighedsprincip.

I jagtsæsonerne 2018/19 og 2019/20 var det udelukkende tilladt at nedlægge hanner. Den praksis skønnes at reducere effekten af jagten på fløjsandebestanden.

Fløjsand påvirkes potentielt af jagtlig forstyrrelse. Den jagtlig forstyrrelses indflydelse på fløjsandebestanden kan ikke kvantificeres ud fra det nuværende vidensgrundlag.

Arten og flywaybestanden er omfattet af EU-TFRB-arbejdet. Her tyder foreløbige analyser på, at jagten på fløjsand synes bæredygtig (Cruz-Flores m.fl. 2024b).



Fløjsænder. Foto: Rasmus Due Nielsen.

3.2.8 Toppet skallesluger

Status for bestand og forvaltning		
Ynglebestand i Danmark	Seneste Artikel 12 (Fredshavn 2019b): 2.631 par. Faldende (2007-2018) Nye udkast til Artikel 12 (Fredshavn m.fl. 2025b): 2.388 par. Faldende (2013-2023)	
Flywaybestand	Bestand: 100.000-160.000. Langtidstrend (1975-2023): Stabil Korttidstrend (2014-2023): Stigende (Wetlands International 2022;2025)	
Gældende jagttid	Fra 2014/15:	Ingen jagttid
Tidligere jagttid	1994-2013:	1. okt – 31. jan Fredet på fiskeriterritoriet syd for 55° 40'N samt i 21 kommuner syd herfor
Regulering	Nej - Ingen regulering	
Udbytte i Danmark	2012/13: 1.232 (234 jægere) 2013/14: 1.118 (204 jægere)	
Udbytte i EU	1.400 (gns. 2012-2017; 4/4 lande)	
Tendens i jagtudbyttet 1995-2013	Ændring / år -6,4 %	Signifikans **
Internationale/nationale aftaler, konventioner, rødlistes m.v.	DK rødliste: VU (ynglebestand); LC (trækbestand) Europæisk rødliste: NT Global rødliste: LC AEWA: B2c (forslag om nedlistning til C1)	
Bestandsbegrænsende faktorer (yngle- og trækbestand)	Vildtforvaltningsrådets målsætningsnotat (Madsen 2025): Begrænser jagt/regulering bestanden (direkte/indirekte): Sandsynligvis ikke (ingen jagt) / ? Forstyrrelsesfølsomhed (Middel) Artikel 12: Fiskeri/bifangst og ukendt påvirkning (Middel) EU-TFRB (vurdering af jagttryk i EU, Cruz-Flores m.fl. 2024b): bæredygtig (Nordvest- og Centraleuropa)	
Forvaltningsplaner	Ingen	

Forekomst og bestandsudvikling

Toppet skallesluger forekommer i Danmark hele året, både som ynglende, trækkende, og overvintrende.

Den danske ynglebestand blev i sidste Artikel 12-afrapportering estimeret til godt 2.600 par og vurderet som faldende i antal, både på langt sigt (1980-2018) og på kort sigt (2007-2018) (Fredshavn m.fl. 2019b). I udkastet til den kommende Artikel 12-rapport er bestandsestimatet nedjusteret til knap 2.400 par og bestanden stadig vurderet som faldende (Fredshavn m.fl. 2025b). Toppet skallesluger er vanskelig at optælle på ynglepladsen, og det vurderede antal ynglepar må betragtes som værende usikkert.

Den danske midvinterbestand er i 2023 estimeret til 44.200 individer. Baseret på årlige optællinger ved

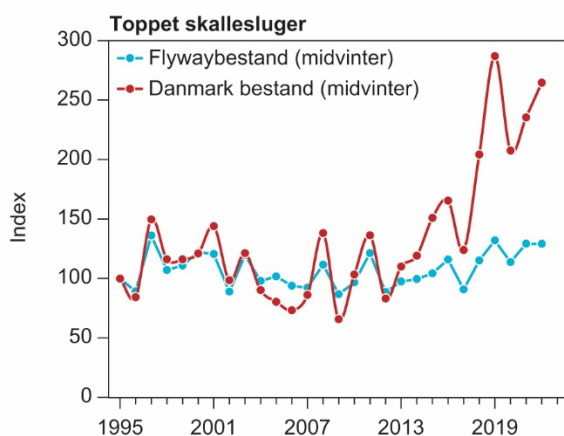
midvinter i en række indeksområder (Fig. 3.2.8.1) betegnes bestanden som værende stigende, både på lang (1987-2023) og på kort (2012-2023) sigt. Bedømt ud fra de fem landsdækkende tællinger foretaget i perioden 2008-2023, synes bestanden dog at være forholdsvis stabil (Nielsen m.fl. 2024). Derudover er der forholdsvis store variationer i antallene (Fig. 3.2.8.1), hvilket kan skyldes, at arten er temmelig svær at optælle, både fra land og fra fly, da arten forekommer i mindre, spredte flokke, og at arten i højere grad end de fleste andre andefugle kan skifte opholdssted fra år til år.

Det formodes, at en stor del af de i Danmark overvintrende toppede skalleslugere trækker hertil fra nord og øst. Artens træk mønster er dårligt kendt, men genfund af ringmærkede fugle indikerer, at en stor del af de danske ynglefugle bliver i Danmark (Bønløkke m.fl. 2006).

Toppet skallesluger er talrigest i danske farvande i november og sent på vinteren/tidligt på foråret, hvilket kan indikere et træk igennem Danmark. Det er beskrevet, at trækket kan gå til overvintringspladser i Storbritannien og Irland (Robinson 1999). Der er genmeldinger af dansk mærkede toppede skalleslugere fra Holland og England, og en engelsk mærket toppet skallesluger er genfundet i Danmark (Bønløkke m.fl. 2006).

Toppet skallesluger foretrækker beskyttede, lavvandede kyststrækninger. Sydfynske Øhav, Limfjorden, Smålandsfarvandet, Jyllands østkyst og Rødsand er alle vigtige områder for arten (Petersen & Nielsen 2011, Nielsen m.fl. 2024). Arten forekommer kun i yderst begrænset omfang i søer.

Flywaybestanden af toppet skallesluger omfatter 100.000 til 160.000 individer (Wetlands International 2022), og beskrives som stabil på lang sigt (1975-2023) og i moderat fremgang på kort sigt (2014-2023) (Wetlands International 2025a), hvor udviklingen fra 1995 og frem ses i Fig. 3.2.8.1.



Figur 3.2.8.1 Bestandsindeks for overvintrende toppet skallesluger i den samlede flywaybestand (IWC, Wetlands International 2025a) samt i Danmark (NOVANA, Nielsen m.fl. 2024, på baggrund af optællinger i indeksområder for perioden 1995/96 til 2022/23. Se uddybning i afsnittet om bestandsopgørelser.

Jagten i Danmark

Toppet skallesluger har været jagtfredet i Danmark siden 2014. Op til det tidspunkt galdt en geografisk defineret fredning, hvor arten ikke var jagtbart syd for en øst-vestgående linje igennem Odense (55°40'N) og i 21 kommuner syd for denne linje.

Op til tidspunktet for jagtfredningen blev der nedlagt relativt få toppede skalleslugere i Danmark; 1.232 i sæsonen 2012-2013 og 1.118 i sæsonen 2013-2014. Jagtudbyttet faldt med 6,4 % pr. år fra 1995 til 2013, hvorefter arten blev totalfredet.

I perioden 2012-2017 var det samlede udbytte for fire EU-lande med jagt i gennemsnit 1.400 nedlagte toppede

skalleslugere pr. år. Foruden Danmark var det Finland, Sverige og Malta.

Figurer og tekst omhandlende udbytte, geografisk fordeling -og den tidsmæssige fordeling af udbyttet kan ses i den sidste jagttidsrevisionsrapport (Madsen m.fl. 2021).

Forvaltningsmæssige problemstillinger

Toppet skallesluger er listet som Livskraftig (LC) på den globale rødliste (IUCN 2025). På den europæiske rødliste er den listet som værende Næsten truet (NT) (IUCN 2025). I Danmark er arten rødlistet som Sårbar (VU) for så vidt angår ynglefuglene, mens den er klassificeret som Livskraftig (LC) for trækbestanden (Moeslund m.fl. 2023). Arten var tidligere under AEWA-konventionen klassificeret som A3c (AEWA 2018). Arten er derfor jagtfredet i mange lande. Ved den seneste opdatering er arten nedlistet til kategori B2c på baggrund af, at flywaybestanden vurderedes at bestå af over 100.000 individer, men dog i tilbagegang (AEWA 2023). Dermed er der mulighed for jagt på arten, men det skal sikres, at jagten udøves bæredygtigt.

Bestanden af toppet skallesluger kan påvirkes af menneskelige aktiviteter. På grund af artens fordeling på havet skønnes det, at rekreative aktiviteter som sejlbåds- og motorbådstrafik kan påvirke fuglene pga. forstyrrelser. Arten kan desuden påvirkes af bifangst i fiskeredskeber (Zydelis m.fl. 2009).

For at beskytte den danske ynglebestand af stor skallesluger mod jagtlig udnyttelse var både stor og toppet skallesluger indtil 2013 fredet i farvandene syd for linjen 55°40'N og i 21 kommuner syd herfor. Denne sær-fredning, der omfattede både stor og toppet skallesluger, vurderedes som effektiv i forhold til at begrænse utilsigtet nedlæggelse af danske ynglefugle af stor skallesluger, som kan opholde sig tæt på ynglelokaliteterne året rundt (Bønløkke m.fl. 2006).

Vurdering af eventuel jagttid

Toppet skallesluger var tidligere klassificeret i kategorien A3c under AEWA-aftalen, hvorved der som udgangspunkt ikke kunne være jagt på arten. Da arten nu er nedlistet til kategori B2c (AEWA 2023), er der igen mulighed for jagt på arten. I det nye udkast til AEWA CSR9 foreslås arten yderligere nedlistet til kategori C1, med henvisning til bestandsstørrelse og -fremgang (Wetlands International 2025b).

Arten og flywaybestanden er omfattet af EU-TFRB-arbejdet. Her tyder foreløbige analyser på, at jagten på toppet skallesluger synes bæredygtig (Cruz-Flores m.fl. 2024b).

Et jagtudbytte af toppet skallesluger i samme størrelsesorden som i 2012/13 (ca. 1.200) vurderes at ville have en begrænset effekt på flywaybestanden. Et sådant jagtudbytte vil dog være relativt højt i forhold til størrelsen af

den danske ynglebestand. Da mange af de danske ynglefugle formodes at overvintre i Danmark, vil en del af de nedlagte fugle stamme fra Danmark, og jagt på arten vil derved kunne forstærke den faldende tendens i størrelsen af den danske ynglebestand.

Opsøgende jagt på arten kan have en forstyrrelsesmæssig påvirkning. Arten forekommer i dagtimerne dog oftest i mindre flokke, hvilket reducerer den samlede forstyrrelseseffekt. Det skønnes, at den forstyrrelsesmæssige påvirkning vil have en ubetydelig effekt på flywayniveau.

Der vil være mulighed for forvekslinger imellem stor og toppet skallesluger ved en genindførelse af jagt på arten. En eventuel jagt på toppet skallesluger kan derved potentielt have indflydelse på den lille danske ynglebestand af stor skallesluger.

I tilfælde af genindførelse af jagt på arten vil det være vigtigt at bibeholde fredningen syd for 55°40'N med henblik på beskyttelse af de i Danmark ynglende store skalleslugere, som da toppet skallesluger senest var jagtbar.



Toppet skallesluger. Foto: Rasmus Due Nielsen.

3.2.9 Stor skallesluger

Status for bestand og forvaltning		
Bestands- og jagtforhold	Status	
Ynglebestand i Danmark	Seneste Artikel 12 (Fredshavn m.fl. 2019b): 134 par. Stigende (2007-2018) Nye udkast til Artikel 12 (Fredshavn m.fl. 2025b): 210 par. Stigende (2013-2023)	
Flywaybestand	Bestand: 170.000-260.000 Langtidstrend (1971-2023): Moderat stigende Korttidstrend (2014-2023): Moderat faldende (Wetlands International 2022;2025)	
Gældende jagttid	Fra 2014/15:	Ingen jagttid
Tidligere jagttid	1994/95-2013/14:	1. okt – 31. jan Fredet på fiskeriterritoriet syd for 55° 40'N samt i 21 kommuner syd herfor.
Regulering	Nej - Ingen regulering	
Udbytte i Danmark	2012/13: 1.176 (329 jægere) 2013/14: 952 (235 jægere)	
Udbytte i EU	5.000 (gns. 2012-2017; 3/3 lande)	Udbytte i EU
Tendens i jagtudbyttet 1995-2013	Ændring / år -2,5 %	Signifikans **
Internationale/nationale aftaler, konventioner, røddister m.v.	DK rødliste: VU (ynglebestand); LC (trækbestand) Europæisk rødliste: LC Global rødliste: LC AEWA: C1 (forslag om oplistning til B2e)	
Bestandsbegrænsende faktorer (yngle- og trækbestand)	Vildtforvaltningsrådets målsætningsnotat (Madsen 2025): Begrænser jagt/regulering bestanden (direkte/indirekte): Sandsynligvis ikke (ingen jagt) /? Forstyrrelsesfølsomhed (Middel) Artikel 12: Fjernelse af dødt ved/gamle træer, fiskeri/bifangst (Middel)	

Forekomst og bestandsudvikling

Stor skallesluger forekommer i Danmark hele året, både som ynglende, trækkende, og overvintrende.

Den danske ynglebestand blev i seneste Artikel 12-rapport vurderet til 134 par, og ynglebestanden er stigende både i antal og geografisk udbredelse (Fredshavn m.fl. 2019b). Denne udvikling er fortsat og i udkastet til næste Artikel 12-rapport er bestanden opjusteret til 210 par (Fredshavn m.fl. 2025b).

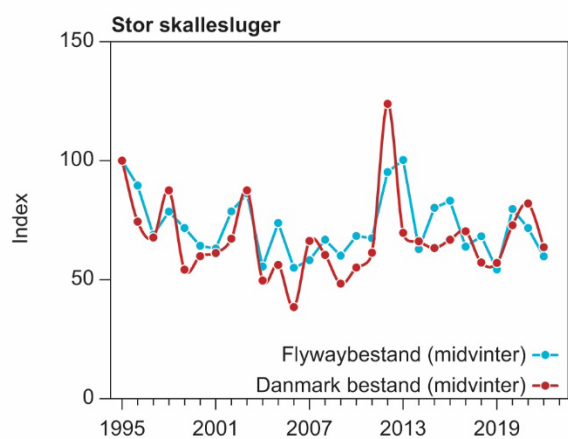
Uden for yngletiden optræder både gennemtrækkende og overvintrende fugle i Danmark, og midvinterbestanden er senest vurderet til at være på godt 14.400 overvintrende individer (Nielsen m.fl. 2024). På fire landsdækkende midvintertællinger i perioden 2013-2023 blev der registreret mellem 12.000 og 22.200 fugle. Den overvintrende bestand er faldende på lang sigt (1987-2023) og stabil på kort sigt (2012-2023) (Nielsen m.fl. 2024).

Artens antal om vinteren i Danmark formodes dog i nogen grad at variere alt efter vinterens hårdhed.

Arten forekommer om vinteren både i søer, nor og på havet. De fleste store skalleslugere, der befinder sig på havet, opholder sig ved beskyttede kyststrækninger. Stor skallesluger forekommer hyppigst om vinteren i det sydlige og østlige Danmark samt i Limfjorden og de vestjyske fjorde. De overvintrende store skalleslugere stammer fortrinsvis fra yngleområder i Skandinavien og Rusland (Bønløkke m.fl. 2006). Klimaforandringer gør, at arten har flyttet sit overvintringsområde imod nordøst (Lehikoinen m.fl. 2013). For perioden 1980-2010 er der således registreret faldende antal overvintrende fugle i Holland, Tyskland, Danmark og det sydlige Sverige, og stærkt stigende antal nordligere i Sverige og i Finland.

Flywaybestanden af stor skallesluger omfatter 170.000-260.000 individer (Wetlands International 2022), og bestanden betegnes som værende moderat stigende på lang sigt (1971-2023), men moderat faldende på kort sigt (2014-2023) (Wetlands International 2025a). Denne udvikling har dog endnu ikke udløst en nedjustering i bestandsstørrelsen, der foreslås opretholdt i AEWA CSR9 (Wetlands International 2025b).

Bestandsudviklingen både for den nationale og flywaybestanden er givet i fig. 3.2.9.1.



Figur 3.2.9.1 Bestandsindeks for overvintrende stor skallesluger i den samlede flywaybestand (IWC, Wetlands International 2025a) samt i Danmark (NOVANA, Nielsen m.fl. 2024) for perioden 1995/96 til 2022/23. Se uddybning i afsnittet om bestandsopgørelser.

Jagten i Danmark

Stor skallesluger har været jagtfredet i Danmark siden 2014. Op til det tidspunkt gjaldt en geografisk defineret fredning, hvor arten ikke var jagtbar syd for en øst-vestgående linje igennem Odense (55°40'N) og i 21 kommuner syd for denne linje.

Op til tidspunktet for jagtfredningen blev der de fleste år nedlagt under 1.000 store skallesluger i Danmark, og i de sidste to sæsoner var jagtudbyttet hhv. 1.176 (2012/13) og 952 (2013/14). Det samlede rapporterede udbytte for EU-lande vurderes at være 5.000 individer pr. år, beregnet som gennemsnittet over årene 2012-2017. Arten blev nedlagt i tre EU-lande: Finland, Sverige og Danmark. Jagtudbyttet i Danmark faldt med 2,5 % pr. år fra 1995 til 2013, hvorefter arten blev totalfredet.

Figurer og tekst omhandlende størrelsen af det årlige jagtudbytte samt udbyttets geografiske og tidsmæssige fordeling kan ses i den seneste jagttidsrevisionsrapport (Madsen m.fl. 2021).

Forvaltningsmæssige problemstillinger

Stor skallesluger er listet som Livskraftig (LC) på både den globale og den europæiske rødliste (IUCN 2025). I Danmark er arten rødlistet som Sårbar (VU) for så vidt angår ynglefuglene, mens den er klassificeret som

Livskraftig (LC) for trækbestanden (Moeslund m.fl. 2023). Bestanden er under Vandfugleaftalen klassificeret i kategorien C1 (AEWA 2023) og dermed umiddelbart jagtbar. Her er dog forslag om opstilling til kategorien B2e med henvisning til den aktuelt faldende bestand (Wetlands International 2025b). Selv hvis denne opstilling vedtages vil der være mulighed for jagt på arten, men det skal sikres, at jagten udøves bæredygtigt.

Bestanden af stor skallesluger kan påvirkes af menneskelige aktiviteter. Den kan påvirkes af bifangster i fiskeredskeer (Zydalis m.fl. 2009). Stor skallesluger er huleruger, og yngler ofte i kystnære træer. Det intensive danske skovbrug levner få hule træer med redemuligheder for arten, og de fleste danske ynglefugle yngler derfor i redekasser.

For at beskytte danske ynglefugle mod jagtlig udnyttelse var arten, sammen med toppet skallesluger, som den kan forveksles med under jagt, indtil 2013 fredet i farvandene syd for linjen 55°40'N og i 21 kommuner syd herfor. Denne særfredning, der omfattede både stor og toppet skallesluger, vurderedes som effektiv i forhold til at begrænse utilsigtet nedlæggelse af danske ynglefugle, som kan opholde sig tæt på ynglelokaliteterne året rundt (Bønløkke m.fl. 2006).

Vurdering af eventuel jagttid

Et jagtudbytte af stor skallesluger i samme størrelsesorden som i de seneste sæsoner med jagt på arten (ca. 1.000) skønnes ikke at have nævneværdig effekt på flywaybestanden. I forhold til antallet af overvintrende store skalleslugere i Danmark, kan det dog ikke afvises, at et jagtudbytte af denne størrelse kan bidrage til tilbagegang i den danske vinterbestand. Opsøgende jagt på arten kan have en forstyrrelsesmæssig påvirkning. Om påvirkningen kan have effekt på arten på flywayniveau er meget vanskeligt at kvantificere, men skønnes at være ubetydelig. Der vil være mulighed for forveksling imellem arterne stor og toppet skallesluger i tilfælde af genindførelse af jagttid på arten.

En eventuel jagt på stor skallesluger kan have indflydelse på danske ynglefugle. Den danske ynglebestand er relativt lille og derfor klassificeret som 'Sårbar' (VU) på den danske rødliste. I tilfælde af genindførelse af jagt på arten vil det være vigtigt at opretholde fredningen syd for 55°40'N.

3.2.10 Hjejle

Status for bestand og forvaltning	
Ynglebestand i Danmark	Seneste vurdering (Nielsen m.fl. 2024): 0 par. Forsvundet (2012-2023).
Flywaybestand	<i>P. a. apricaria</i> : Bestand: 110.000-170.000. Korttidstrend (2009-2018): Faldende <i>P. a. altifrons</i> : Bestand: 1,2-2,1 mio. Langtidstrend (1976-2023): Moderat fremgang Korttidstrend (2014-2023): Stabil (Wetlands International 2025a, 2025b).
Gældende jagttid	Fra 1983/84: Ingen jagttid
Tidligere jagttid	Frem til 1982/83: 1. aug – 31. dec
Regulering	Nej - ingen regulering
Udbytte i Danmark	-
Udbytte i EU	21.300 (gns. 2012-2017; 4/5 lande)
Internationale og nationale listninger	DK rødliste: CR (ynglebestand); LC (trækbestand) Europæisk rødliste: LC Global rødliste: LC AEWA: C1 (<i>P. a. altifrons</i>) / C1 (<i>P. a. apricaria</i>)
Bestandsbegrænsende faktorer (yngle- og trækbestand)	Vildtforvaltningsrådets målsætningsnotat (Madsen 2025): Begrænser jagt/regulering bestanden (direkte/indirekte): Sandsynligvis ikke (ingen jagt) / ? Forstyrrelsesfølsomhed (Høj) Artikel 12: Menneskelige forstyrrelser (Høj), Dræning og vandindvinding (Høj) og naturlige processer (Middel)
Forvaltningsplaner	EU forvaltningsplan 2009 (ingen juridisk status) (Béchet 2009)

Forekomst og bestandsudvikling

Hjejle har tidligere været en almindelig ynglefugl på de jyske heder. Efter en langvarig tilbagegang uddøde arten som ynglefugl i Danmark omkring 2012 (Christensen m.fl. 2022, Nielsen m.fl. 2024). På den danske rødliste blev arten som ynglefugl klassificeret som kritisk truet (CR) ved seneste vurdering (Moeslund m.fl. 2023).

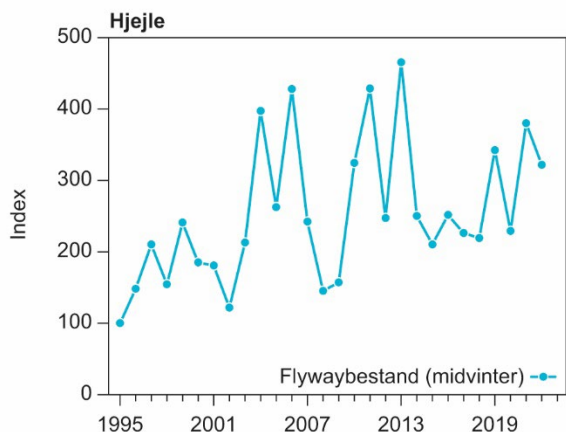
Uden for yngletiden ses arten i det meste af landet, med de største forekomster omkring Vadehavet, den jyske vestkyst og Limfjorden (Rasmussen m.fl. 2010, Nielsen m.fl. 2024). De største antal ses fra august til november og om foråret fra marts til starten af maj (Christensen m.fl. 2022).

Ved landsdækkende optællinger i oktober, hvor antallet af fugle i Danmark kulminerer, er der som regel talt mellem 200.000 og 300.000 fugle (Rasmussen m.fl. 2010, Nielsen m.fl. 2024). På Tipperne i Ringkøbing Fjord er

arten optalt siden 1929. For dette område viser tællingerne et stigende antal unge og gamle fugle om foråret og ligeledes et stigende antal ungfugle om efteråret. Derimod er antallet af gamle fugle faldet om efteråret (Meltofte & Clausen 2016). I Vadehavet (dansk, tysk og hollandsk) har antallet af rastende hjejler været stabilt på lang sigt, mens udviklingen på kort sigt er usikker (Kleefstra m.fl. 2022).

To underarter forekommer i Danmark. Den tidligere ynglebestand tilhørte underarten *Pluvialis a. apricaria*, der også yngler på De Britiske Øer samt i Tyskland og i de baltiske lande. Bestanden af denne underart er på 110.000-170.000 individer og vurderes som faldende (Wetlands International 2022). Trækfuglene er overvejende af underarten *P. a. altifrons*, der blandt andet yngler i Norge, Sverige, Finland og Rusland. Denne bestand har en størrelse på mellem 1,2 og 2,1 mio. individer (Wetlands International 2022) og vurderes at være stabil

inden for de seneste år (Wetlands International 2025a) (Fig. 3.2.10.1). I det nye oplæg til AEWA CSR9 er begge bestandes størrelse og udvikling fastholdt (Wetlands International 2025b).



Figur 3.2.10.1. Bestandsindeks for overvintrende hjejle i den samlede flywaybestand (IWC, Wetlands International 2025a) for perioden 1995/96 til 2022/23. Se uddybning i afsnittet om bestandsopgørelser.

Jagten i Danmark

Hjejle blev totalfredet i Danmark i 1982. Arten havde ikke sin egen rubrik på vildtudbytteskemaet, men var slået sammen med andre vadefuglearter. Det anslås, at der blev nedlagt ca. 30.000 hjejle (hjejle og strandhjejle) i de sidste år inden totalfredningen (Ib Clausager upubl., citeret i Strandgaard & Asferg 1980).

Forvaltningsmæssige problemstillinger

Hjejle står på fuglebeskyttelsesdirektivets bilag II/del B som potentielt jagtbar i Danmark, og dermed er det

muligt at genindføre en jagttid. Hjejle anses ikke for at være truet i Europa eller globalt og listet som Livskraftig (LC) (IUCN 2025); det samme gælder for trækfuglebestanden i Danmark (Moeslund m.fl. 2023). Både bestanden af *P. a. apricaria* (som de danske ynglefugle tilhørte) og den nord- og vesteuropæiske flywaybestand af *P. a. altifrons* er listet i kategori C1 under Vandfugleaftalen (AEWA 2023), og der er ikke forslag om at ændre dette i udkastet til AEWA CSR9 (Wetlands International 2025b).

Vurdering af eventuel jagttid

Med en stabil bestand vurderes det, at der er mulighed for jagt på arten. For at undgå jagt på den faldende bestand af underarten *P. a. apricaria* kan en eventuel jagtstart sættes til efter 1. oktober. På dette tidspunkt er *apricaria*-hjejlerne trukket ud af landet, og hjejle-flokkene domineres af juvenile *altifrons*-hjejler (Meltofte 1993). En sen jagtstart betyder også, at adulte fugle kun i begrænset omfang vil være genstand for jagt, medmindre der er sket ændringer i trækmønstret i de seneste årtier. Endvidere bør det overvejes, om jagt kun skal være tilladt inde i landet for at reducere omfanget af forveksling med strandhjejle og andre mellemstore vadefuglearter uden jagttid. En eventuel øget jagtintensitet i kystnære områder vil med stor sandsynlighed resultere i hyppigere forstyrrelser af øvrige tilstedeværende arter af vandfugle.

Det vurderes, at jagt på arten har medvirket til, at bestandsstørrelsen tidligere har været holdt på et lavt niveau (Piersma m.fl. 2005). Genindføres jagt på hjejle, bør det sikres, at bestanden ikke påvirkes.



Hjejler. Foto: Rasmus Due Nielsen.

3.2.11 Strandhjejle

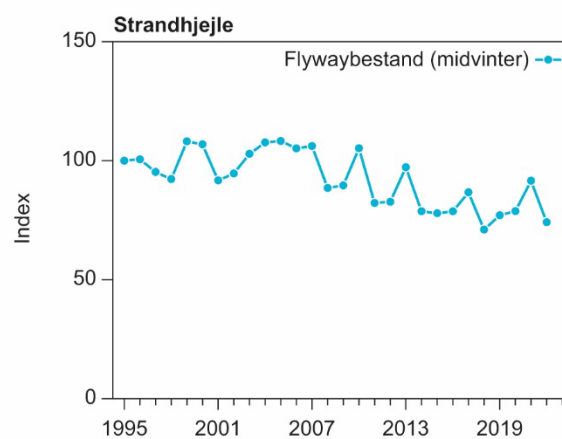
Status for bestand og forvaltning	
Ynglebestand i Danmark	Yngler ikke i Danmark
Flywaybestand	Bestand: 200.000 Langtidstrend (1978-2023): Moderat fremgang Korttidstrend (2014-2023): Stabil (Wetlands International 2025a, 2025b).
Gældende jagttid	Fra 1982/83: Ingen jagttid
Tidligere jagttid	Frem til 1982/83: 1. aug – 31. dec
Regulering	Nej - ingen regulering
Udbytte i Danmark	-
Udbytte i EU	4.200 (gns. 2012-2017; 2/2 lande)
Internationale og nationale listninger	DK rødliste: LC (trækbestand) Europæisk rødliste: LC Global rødliste: VU AEWA: B2e (forslag om oplistning til A1b)
Bestandsbegrænsende faktorer (yngle- og trækbestand)	Vildtforvaltningsrådets målsætningsnotat (Madsen 2025): Begrænser jagt/regulering bestanden (direkte/indirekte): Sandsynligvis ikke (ingen jagt) / Nej Forstyrrelsesfølsomhed (Lav)
Forvaltningsplaner	Ingen

Forekomst og bestandsudvikling

Strandhjejle yngler ikke i Danmark, men er en almindelig trækfugl. Den opholder sig langs lavvandede kyster, hvor den ved lavvande søger føde på vadeflader. Arten yngler i den højarktiske del af Europa og Sibirien, og overvintringsområdet omfatter Vesteuropa fra Vadehavet og England i nord til Vestafrika i syd (se flyways i Wetlands International 2022).

Omkring 3.000-5.000 strandhjejler vurderes at raste i Danmark i trækperioderne forår og efterår, mens arten forekommer i lavere antal om vinteren. Strandhjejle kan ses i hele landet, men langt de største antal optræder i Vadehavet (Meltofte 1993, Laursen & Frikke 2013).

Strandhjejle er opdelt i flere flywaybestande, og den bestand, der trækker gennem Vesteuropa, er på ca. 200.000 individer (Wetlands International 2022). Bestanden er vurderet til at være stabil de seneste år (2014-2023) (Wetlands International 2025a, se også Fig. 3.2.11.1). Antallet af rastende strandhjejler i det dansk-tysk-hollandske Vadehav har samlet set været stabilt på både lang og kort sigt, men dette dækker over tilbagegang i nogle områder og fremgang i andre (Kleefstra m.fl. 2022).



Figur 3.2.11.1. Bestandsindeks for overvintrende strandhjejle i den samlede flywaybestand (IWC, Wetlands International 2025a) for perioden 1995/96 til 2022/23. Se uddybning i afsnittet om bestandsopgørelser.

Jagten i Danmark

Strandhjejle blev totalfredet i Danmark i 1982. Arten havde ikke sin egen rubrik på vildtudbytteskemaet, men var slået sammen med andre vadefuglearter. Det anslås, at der blev nedlagt ca. 30.000 hjejler (hjejle og strandhjejle) i de sidste år inden totalfredningen (Ib Clausager upubl., citeret i Strandgaard & Asferg 1980). Strandhjejle har formentlig kun udgjort en lille del af dette antal, da arten er betydeligt mere fåtallig og har en mere afgrænset udbredelse i Danmark end hjejle.

Forvaltningsmæssige problemstillinger

Strandhjejle står på fuglebeskyttelsesdirektivets bilag II/del B som potentielt jagtbar i Danmark, og dermed er det muligt at genindføre en jagttid. Strandhjejle anses ikke for at være truet i Europa, mens den globale bestand er rødlistevurderet som Sårbar (VU) (IUCN 2025). Det kan virke selvmodsigende, men skyldes at den europæiske vurdering er fra 2021, mens den globale blev lavet i 2024.

Den relevante flywaybestand er aktuelt listet i kategori B2e under Vandfugleaftalen (AEWA 2023). Dermed skal det sikres, at en eventuel jagt på arten udøves bæredygtigt. Men da arten nu er blevet rødlistet globalt, foreslås den i udkastet til AEWA CSR9 oplistet til kategorien A1b (Wetlands International 2025b), og dermed må arten ikke være genstand for jagt.

Vurdering af eventuel jagttid

Det er usikkert, i hvilket omfang bestanden af strandhjejle vil blive negativt påvirket af indførelse af jagttid på arten. Bestandsstørrelsen er mindre end hos de fleste jagtbare arter.

Trækket af gamle og unge strandhjejler er tidsmæssigt opdelt. De fleste gamle fugle trækker gennem landet i juli og august, mens ungfuglene følger efter i september og oktober (Meltofte 1993). Mange af både de gamle og unge strandhjejler raster i længere tid i Vadehavet, inden de trækker videre mod overvintringsområderne (Meltofte 1993, Laursen & Frikke 2013).

Det vurderes, at en eventuel jagtstart efter 1. september vil betyde, at det uden for Vadehavet overvejende vil være unge fugle, der nedlægges. Indførelse af jagttid på strandhjejle vil medføre risiko for, at andre arter af mellemstore, ikke jagtbare vadefuglearter utilsigtet nedlægges, og en øget jagtintensitet i kystnære områder vil med stor sandsynlighed resultere i hyppigere forstyrrelser af øvrige tilstedeværende arter af vandfugle.



Strandhjejler. Foto: Saxifraga-Piet Munsterman

3.2.12 Storspove

Status for bestand og forvaltning	
Ynglebestand i Danmark	Seneste vurdering (Thorup 2018): 495 par. Stabil (2007-2018). Nye udkast til Artikel 12 (Fredshavn m.fl. 2025b): 500 par. Stabil (2013-2023)
Flywaybestand	Bestand: 610.000-830.000 Langtidstrend (1978-2023): Moderat fremgang Korttidstrend (2014-2023): Moderat tilbagegang (Wetlands International 2025a, 2025b).
Gældende jagttid	Fra 1994/95: Ingen jagttid
Tidligere jagttid	1982/83-1993/94: 1. sep – 31. dec
Regulering	Nej - ingen regulering
Udbytte i Danmark	Jagtudbyttet før 1993 er vurderet til 6.000-10.000 individer årligt.
Udbytte i EU	9.500 (gns. 2012-2017; 1/1 land), i dag fredet
Internationale og nationale listninger	DK rødliste: VU (ynglebestand); LC (trækbestand) Europæisk rødliste: NT Global rødliste: NT AEWA: A4
Bestandsbegrænsende faktorer (yngle- og trækbestand)	Vildtforvaltningsrådets målsætningsnotat (Madsen 2025): Begrænser jagt/regulering bestanden (direkte/indirekte): Sandsynligvis ikke / ? Forstyrrelsesfølsomhed (Høj) Artikel 12: Overgræsning, rekreative aktiviteter og jagt/fiskeri (alle Middel)
Forvaltningsplaner	AEWA forvaltningsplan 2015

Forekomst og bestandsudvikling

Storspove er en fåtallig ynglefugl i Danmark. Arten har tidligere været udryddet, men genindvandrede i 1934. Bestanden steg frem til 1990'erne, hvorefter den stabiliseredes omkring 500 par, og for årene 2007-2015 er bestanden opgjort til 495 par (Thorup 2018). Den danske ynglebestand er på rødlisten kategoriseret som Sårbar (VU).

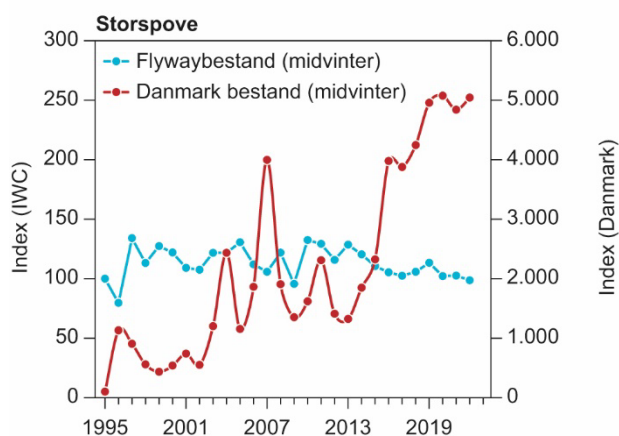
Storspove forekommer som træk- og vintergæst langs kyster og fjorde i det meste af landet. Størsteparten opholder sig i og omkring Vadehavet, men arten optræder også i forholdsvis store antal på egnede lokaliteter i resten af landet i de 10 måneder mellem juli og april (Christensen m.fl. 2022). Tællingerne af rastende storspove i Danmark viser et stigende antal på lang sigt både i Vadehavet, hvor de fleste forekommer (Kleefstra m.fl. 2022), og i Danmark som helhed (Nielsen m.fl. 2024). Optælling af arten i hele landet i oktober i 1974-1978 og igen i 2008 viste, at antallet var steget fra ca. 4.000 til godt 16.000 fugle (Meltofte m.fl. 2009). Antallet ved midvinter er senest opgjort til knap 23.000 i 2023 (Nielsen m.fl. 2024). I Danmark er trækbestanden kategoriseret som Livskraftig (LC) (Moeslund m.fl. 2023).

Samlet for de tre vadehavslande har antallet af rastende storspover været stabilt gennem årene 1987-2019, også inden for de seneste 10 år af perioden (Kleefstra m.fl. 2022).

Internationalt anslås den samlede flywaybestand at være på 610.000-830.000 individer (Wetlands International 2022), og bestanden er ifølge de nyeste analyser signifikant stigende i den lange periode (1976-2023), men faldende i den korte periode (2014-2023) (Wetlands International 2025a). Vurderingen af bestandsstørrelsen er fastholdt i udkastet til AEWA CSR9 (Wetlands International 2025b).

Jagten i Danmark

Indtil 1982 havde storspove jagttid fra 1. august til 31. december. Fra og med 1982 var jagttiden fra 1. september til 31. december. Arten blev fredet i 1994. Fredningen i august måned blev indført bl.a. med det formål at beskytte de gamle fugle. I de tre sidste sæsoner inden jagttiden blev ændret, var det gennemsnitlige udbytte 24.500 spover, og i de sidste tre sæsoner inden arten blev totalfredet var udbyttet 7.030 spover.



Figur 3.2.12.1. Bestandsindeks for overvintrende storspove i den samlede flywaybestand (IWC, Wetlands International 2025a) samt i Danmark (NOVANA, Nielsen m.fl. 2024) for perioden 1995/96 til 2022/23. Se uddybning i afsnittet om bestandsopgørelser.

Forvaltningsmæssige problemstillinger

Storspove står på fuglebeskyttelsesdirektivets bilag II/del B som potentielt jagtbar i Danmark, og dermed er det i princippet muligt at genindføre en jagttid.

Storspove er på globalt plan listet i kategorien Næsten Truet (NT) (IUCN 2025). På den europæiske rødliste er storspove ligeledes klassificeret som Næsten Truet (NT) på baggrund af tilbagegang i mange af yngleområderne og en gradvis indskrænkning i udbredelsen (Brown 2015, IUCN 2025).

Den europæiske, nord- og vestafrikanske flywaybestand er listet i kategori A4 under Vandfugleaftalen (AEWA 2023), hvilket foreslås fastholdt i udkastet til AEWA CSR9 (Wetlands International 2025b).

Beregninger tyder på, at den jagt, som blev drevet i Danmark frem til 1982/83, hvor der blev nedlagt mange gamle fugle, havde en negativ indflydelse på bestanden. Derimod havde jagten i de følgende år ikke en målelig effekt (se også Asferg m.fl. 2016).

I en større analyse af storspoves antal og udvikling i Danmark siden midten af 1970'erne konkluderede Meltofte m.fl. (2009), at det stigende antal storspover i landet skyldtes 'jagtfredning' og et mildere klima. Clausen m.fl. (2004) påpegede imidlertid, at det for den fortsatte fremgang, der er observeret i bestanden efter 1994, ikke er muligt med sikkerhed at adskille effekten af jagtfredningen i 1994 fra effekten af etableringen af de mange nye reservater, der skete i årene umiddelbart efter 1994. Den store fremgang i storspoves rastebestand, der er fortsat i reservater over hele landet (Clausen m.fl. 2013), kan således skyldes en kombination af positive effekter af både jagtfredning, oprettelse af flere reservater og et mildere vinterklima.

Vurdering af eventuel jagttid

Arten og flywaybestanden er omfattet af EU-TFRB-arbejdet. Da storspove i øjeblikket er jagtfredet i hele EU,

udgør jagt ikke et direkte problem mod bestanden inden for EU (Cruz-Flores m.fl. 2024b).

AEWA har vedtaget en international forvaltningsplan for storspove (Brown 2015). Planen gør det muligt at indføre jagt på arten. Men da den europæiske, nord- og vestafrikanske flywaybestand er listet i kategori A4 kan dette kun ske under forudsætning af, at der aftales en international adaptiv jagtforvaltningsplan. Det indebærer, at de lande, der ønsker jagt, skal sikre, at arten har en gunstig bevaringsstatus ved bl.a. at tilpasse jagten efter bestandsudviklingen og jagtens indflydelse (se også Brown 2015). Desuden skal der laves en vildtudbyttestatistik på flywayniveau og indføres forvaltningsmekanismer til at regulere og aftale jagten i en løbende proces. Frankrig er det land i EU, der senest har haft jagttid på storspove, men her har der ikke været jagttid på arten siden sæsonen 2018/19 (Curlew Action 2025).

En eventuel genindførelse af jagt på storspove i Danmark formodes at ville medføre et øget forstyrrelsesniveau på rastepladserne. Øget forstyrrelse pga. jagt vil formentlig føre til et fald i antallet af rastende spover i Danmark, fordi arten er meget følsom over for forstyrrelser; førhen havde arten en flugtafstand på op til 1.000 m i den danske del af Vadehavet (Laursen m.fl. 2005). Såfremt der indføres jagttid på storspove, bør den først starte, når hovedparten af de gamle fugle har forladt landet, hvilket bedømt ud fra aldersfordelingen i jagtudbyttet i 1980'erne vil sige efter primo oktober (Henriksen 1991). Det er imidlertid sandsynligt, at en stor andel af de adulte fugle nu bliver og overvintrer i Danmark, idet antallet af overvintrende storspover er steget markant siden 1990'erne (Nielsen m.fl. 2024, Fig. 3.2.12.1). Derfor bør aldersfordelingen i et eventuelt jagtudbytte følges nøje. En jagtstart fra f.eks. midten af oktober vil eliminere forvekslingsproblemet med småspove, der på det tidspunkt for længst har forladt Danmark (Meltofte 1993). Da arten er så sky og følsom over for forstyrrelser, bør det desuden overvejes, om jagt kun skal være tilladt inde i landet for at reducere omfanget af forstyrrelser i de primære fouragerings- og rasteområder, der ligger ude på mudderfladerne om efteråret og vinteren.

3.2.13 Svartbag

Status for bestand og forvaltning		
Ynglebestand i Danmark	Seneste vurdering (2024): 3.200 par. Stabil (T. Bregnballe/DCE upubl. data) Disse værdier forventes medtaget i nye udkast til Artikel 12 (Fredshavn m.fl. 2025b).	
Flywaybestand	Bestand: 240.000-310.000. Langtidstrend (1976-2023): Moderat tilbagegang Korttidstrend (2014-2023): Moderat tilbagegang (Wetlands International 2025a, 2025b).	
Gældende jagttid	Fra 2014/15:	Ingen jagttid
Tidligere jagttid	2007/08-2013/14:	1. sep – 31. jan (dog 1. nov – 31. jan i 20 kommuner i landets østlige del)
Regulering	Nej – ingen regulering	
Udbytte i Danmark	Jagtudbyttet før 2014 er vurderet til ca. 6.000 individer årligt.	
Udbytte i EU	4.200 (gns. 2012-2017; 5/5 lande)	
Tendenser i jagtudbyttet 1995-2013	Ændring / år -3,9 %	Signifikans *
Internationale og nationale listninger	DK rødliste: LC (ynglebestand) Europæisk rødliste: LC Global rødliste: LC AEWA: B2c	
Bestandsbegrænsende faktorer (ynglebestand)	Vildtforvaltningsrådets målsætningsnotat (Madsen 2025): Begrænser jagt/regulering bestanden (direkte/indirekte): Sandsynligvis ikke / ? Forstyrrelsesfølsomhed (Lav) EU-TFRB (vurdering af jagttryk i EU, Cruz-Flores m.fl. 2024a): Bæredygtig (N+V Europa)	

Forekomst og bestandsudvikling

Svartbag er en spredt forekommende ynglefugl på øer og holme ved de danske kyster. Størsteparten af de danske ynglefugle er standfugle, og uden for yngletiden besøges landet af et større antal trækfugle fra bl.a. Norge, Sverige og Finland.

Svartbag er en relativt ny dansk ynglefugl med første ynglefund i 1930. Yngleantallet i Danmark har været jævnt stigende fra ca. 800 par i 1974 til 1.400 par i 1988 og 3.200 par i 2010, hvorefter ynglebestanden har været stabil (T. Bregnballe/DCE upubl. data). Dansk Ornitologisk Forenings punkttællinger har vist en faldende tendens for arten de seneste år (2014-2023), både i yngletiden (tilbagegang på 5,3 % pr. år) og om vinteren (tilbagegang på 4,8 % pr. år) (Vikstrøm m.fl. 2023). Punkttællinger er dog ikke den mest velegnede metode til at monitorere bestandsudvikling for kolonirugende kystfugle.

Den samlede nord- og vesteuropæiske bestand vurderes til 240.000-310.000 fugle og som værende i tilbagegang (Wetlands International 2022, 2025a).

Jagten i Danmark

Svartbag blev jagtfredet i Danmark i 2014. I årene frem til fredningen var jagtudbyttet af svartbag relativt stabilt, dog med en svagt faldende tendens, og i de sidste år med jagttid blev det årlige jagtudbytte vurderet til at udgøre ca. 6.000 fugle (Madsen m.fl. 2021).

Forvaltningsmæssige problemstillinger

Svartbag står på fuglebeskyttelsesdirektivets bilag II/del B som potentielt jagtbar i Danmark, og dermed er det muligt at genindføre en jagttid.

Svartbag er ikke truet på verdensplan og listet som Livskraftig (LC) både globalt og i Europa (IUCN 2025). Det samme gælder for Danmark, både som ynglefugl og trækfugl (Moeslund m.fl. 2023). Den nordvesteuropæiske flywaybestand er listet i kategori B2c under Vandfugleaftalen (AEWA 2023). I udkastet til AEWA CSR9 foreslås listningen i kategori B2c fastholdt, men udvidet med B2e pga. de senere års bestandsudvikling. Dette betyder, at der kan være jagt på arten, men det skal sikres, at jagten udøves bæredygtigt.

Svartbag havde frem til 2013 en generel jagttid i Danmark fra 1. september - 31. januar, dog med en kortere jagttid i den sydøstlige del af landet for at beskytte bestanden af baltisk sildemåge.

Jagt på måger har den forvaltningsmæssige udfordring, at sikker artsbestemmelse er svært. Jagt på svartbag kan derfor medføre, at der bliver nedlagt individer af mågearter, som ikke er jagtbare. I forbindelse med jagt på måger er det især med hensyn til ungfuglene, at der er risiko for forveksling af arterne. Unge svartbager kan således nemt forveksles med unge sølvmåger og unge sildemåger samt andre mere fåtalligt forekommende arter af måger.

Svartbagen er vores største måge, og arten er kendt for at prædere både voksne individer og æg/unger af andre arter af kystfugle (Meltofte & Preuss 2012, Therkildsen & Bregnballe 2016).

Det vurderes, at de store mågers påvirkning af andre ynglefugle ikke kan løses ved en generel jagttid. Benyttelse af en målrettet regulering på de ynglesteder, hvor de store måger forårsager problemer, vurderes derimod at være en mere effektiv fremgangsmåde til at beskytte andre arter af ynglefugle.

Bedømt ud fra ringmærkningsdata er en stor andel af de store måger, der bliver nedlagt i Danmark, vintergæster fra nordligere yngleområder (Bønløkke m.fl. 2006), men den præcise fordeling mellem danske og udenlandske måger kendes ikke.

Bestandene af de store måger, herunder svartbag, gik markant frem i løbet af 1900-tallet, blandt andet som følge af øget menneskeskabt fødetilgængelighed via fiskeriet samt bedre beskyttelse i form af jagtrestriktioner, oprettelse af ynglefuglereservater og ophør af ægindsamling (Cramp & Simmons 1983, Bregnballe & Lyngs 2014, Therkildsen & Bregnballe 2016). DCE vurderer, at adgang til menneskeskabte fødekilder (bl.a. via fiskeriet) fortsat er en vigtig bestandspåvirkende faktor for denne art. Mange observationer tyder på, at udbuddet af føde i yngletiden spiller en væsentlig rolle for ynglesuccesen hos svartbag i Danmark. I Danmark er der fortsat et forholdsvis stort udbud af potentielle ynglepladser for svartbag.

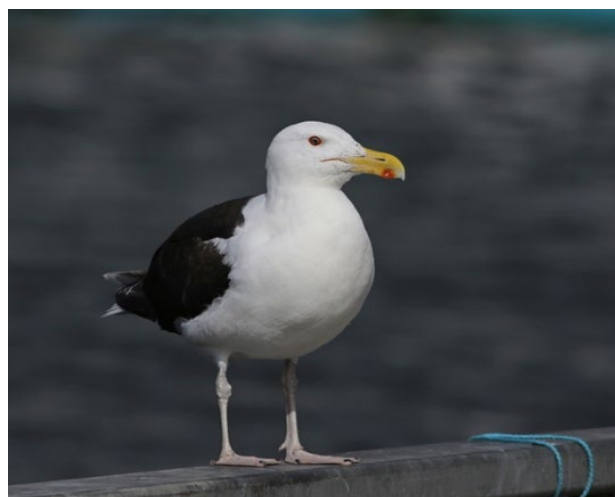
Vurdering af eventuel jagttid

Siden 2014 har der ikke været jagttid på svartbag.

Den danske bestand af ynglende svartbag voksede frem til 2010 (T. Bregnballe/DCE upubl. data), selv om der var jagt på arten. Dette indikerer, at den danske ynglebestand formentlig godt vil kunne tåle en jagttid, selv om det må forventes at have nogen betydning for bestandens størrelse. Det er uvist i hvilket omfang jagt på svartbag i Danmark vil kunne påvirke udviklingen i artens bestande i Norge og Sverige. Trods tilbagegang over de senere år er bestanden i Norge fortsat stor (ca. 42.000 par i 2014; Fauchald m.fl. 2015). Den svenske bestand er over en periode på 30 år faldet med omkring 67 %, og arten er på den baggrund listet som sårbar (VU) på den svenske rødliste (Andersson m.fl. 2020).

En særfredning i Sydøstdanmark i september og oktober vurderes nødvendig i forhold til at beskytte gennemtrækkende individer af baltisk sildemåge.

Frem mod fredningen i 2014 lå jagtudbyttet af svartbag på omkring 6.000 fugle årligt. For sølvmåge er det nuværende jagtudbytte lavere end før 2014, og det samme vil formentlig være tilfældet for svartbag, hvis der bliver indført jagttid på arten. Sammenlignet med sølvmåge var jagtudbyttet af svartbag højt i forhold til størrelsen af den danske og skandinaviske bestand. Det forventes, at genindførelse af en jagttid vil kunne have betydning for den danske bestands størrelse. En jagttid i Danmark vil også kunne påvirke de faldende bestande i Norge og Sverige.



Svartbag. Foto: Rasmus Due Nielsen.

3.2.14 Sildemåge

Status for bestand og forvaltning	
Ynglebestand i Danmark	Seneste vurdering (2024): 4.200 par. Faldende (T. Bregnballe/DCE upubl. data) Disse værdier forventes medtaget i nye udkast til Artikel 12 (Fredshavn m.fl. 2025b).
Flywaybestand	Nordsøildemåge <i>L. f. intermedius</i> : 560.000-610.000. Stabil. Baltisk sildemåge <i>L. f. fuscus</i> : 40.000-73.000. Faldende. Britisk sildemåge <i>L. f. graellsii</i> : 480.000-500.000. Faldende. (Wetlands International 2025a, 2025b).
Gældende jagttid	Fra 2014/15: Ingen jagttid
Tidligere jagttid	2007/08-2013/14: 1. sep – 31. jan (dog 1. nov – 31. jan i 20 kommuner i landets østlige del)
Regulering	Nej - ingen regulering
Udbytte i Danmark	Jagtudbyttet før 2014 er vurderet til 200-300 individer årligt.
Udbytte i EU	0 (1/1 land)
Internationale og nationale listninger	DK rødliste: LC (ynglebestand) (dog CR for underarten baltisk sildemåge) Europæisk rødliste: LC Global rødliste: LC AEWA: Nordsøildemåge <i>L. f. intermedius</i> : C1 Baltisk sildemåge <i>L. f. fuscus</i> : A3c Britisk sildemåge <i>L. f. graellsii</i> : B2e
Bestandsbegrænsende faktorer (ynglebestand)	Vildtforvaltningsrådets målsætningsnotat (Madsen 2025): Begrænser jagt/regulering bestanden (direkte/indirekte): Sandsynligvis ikke / ? Forstyrrelsesfølsomhed (Lav)
Forvaltningsplaner	Ingen

Forekomst og bestandsudvikling

I Danmark forekommer der tre underarter af sildemåge. Den danske ynglebestand udgøres primært af underarten nordsøildemåge *Larus fuscus intermedius*, hvor den samlede flywaybestand er opgjort til 560.000-610.000 individer og er stabil (Wetlands International 2022). Den danske ynglebestand af sildemåge er for 2024 opgjort til 4.200 par (T. Bregnballe/DCE upubl. data). Bestanden er tidligere opgjort til have ligget stabilt på 5.000-5.500 par fra årtusindeskiftet og frem til omkring 2020 (T. Bregnballe/DCE upubl. data). Tilsyneladende er bestanden altså gået tilbage de seneste år. Set over en længere årrække er bestanden af sildemåge gået betydeligt frem siden starten af 1970'erne, hvor der kun var godt 1.000 ynglepar (Therkildsen & Bregnballe 2016).

Den baltiske sildemåge *L. f. fuscus* har sin primære yngleudbredelse omkring Østersøen og i Finland samt i Nordnorge. Den samlede bestand er opgjort til 40.000-73.000 individer og er i tilbagegang (Wetlands International 2022, 2025b). Underarten har tidligere ynglet i stort tal i det østlige Danmark, hvor der alene på Erholmene yngede mere end 1.000 par midt i 1900-tallet (Lyngs 1992).

Nu er baltisk sildemåge formentlig helt forsvundet som dansk ynglefugl (Christensen m.fl. 2022).

Bestanden af den tredje underart, britisk sildemåge *L. f. graellsii*, er opgjort til 480.000-500.000 individer og er faldende (Wetlands International 2022). En mindre del af ynglefuglene i det sydvestlige Jylland tilhører muligvis denne underart.

Alle bestandsstørrelser og -udviklinger er fastholdt i udkastet til AEWA CSR9 (Wetlands International 2025b).

De danske sildemåger er trækfugle, der overvintrer i Sydvesteuropa og Nordvestafrika. De fleste fugle forlader Danmark i løbet af september (Bønløkke m.fl. 2006). Trækfugle af baltisk sildemåge optræder fåtalligt i Danmark, de fleste i landets østlige egne (Christensen m.fl. 2022). Denne bestand overvintrer primært omkring den østlige del af Middelhavet og i Østafrika. Kun få sildemåger ses i Danmark om vinteren, primært i Sydvestjylland, og en del af disse er af underarten britisk sildemåge.

Jagten i Danmark

Sildemåge blev jagtfredet i Danmark i 2014. Frem til fredningen blev det årlige jagtudbytte vurderet til at udgøre 200-300 fugle (Christensen m.fl. 2013).

Forvaltningsmæssige problemstillinger

Sildemåge står på Fuglebeskyttelsesdirektivets bilag II/del B som potentielt jagtbar i Danmark, og dermed er det muligt at genindføre en jagttid på arten.

Sildemåge er ikke truet på verdensplan og listet som Livskraftig både globalt og i Europa (IUCN 2025).

Bestanden af baltisk sildemåge er imidlertid listet i kategori A3c under Vandfugleaftalen (AEWA 2023), hvilket betyder, at denne underart aktuelt ikke må jages i henhold til aftalens handlingsplan. Flywaybestanden af underarten nordsøildemåge er listet i kategori C1, mens underarten britisk sildemåge er listet i kategori B2e (AEWA 2023).

Alle tre bestande foreslås listet i samme kategorier i udkastet til AEWA CSR9 (Wetlands International 2025b).

Sildemåge havde frem til 2013 en generel jagttid i Danmark fra 1. september - 31. januar, men for at beskytte ynglebestanden af den baltiske underart har arten siden 2007 været fredet i det sydøstlige Danmark. For at undgå muligheden for forveksling med andre mågearter omfattede denne lokalfredning også sølvmåge og svartbag.

Jagt på måger har den forvaltningsmæssige udfordring, at sikker artsbestemmelse er svært. Jagt på sildemåge kan derfor medføre, at der kan blive nedlagt individer af mågearter, som ikke er jagtbare. I forbindelse med jagt på måger er det især med hensyn til ungfuglene, at der er risiko for forveksling af arterne. Unge sildemåger kan således nemt forveksles med unge sølvmåger og unge svartbager samt andre mere fåtalligt forekommende arter af måger.

Det vides ikke, om det forekommer i Danmark, at ynglende sildemåger har direkte negativ indflydelse på yngleforekomsten af andre arter af ynglefugle (Therkildsen & Bregnballe 2016). Sammenlignet med sølvmåge og svartbag yngler sildemåge på relativt få lokaliteter, så eventuelle konflikter med andre arter vil være af lokal karakter.

Bestandene af de store måger, herunder sildemåge, gik markant frem i løbet af 1900-tallet, blandt andet som følge af øget menneskeskabt fødetilgængelighed på lossepladser og i forbindelse med fiskeriet, men også bedre beskyttelse i form af jagtrestriktioner, oprettelse af ynglefuglereservater og ophør af ægindsamling menes at have haft betydning (Cramp & Simmons 1983, Bregnballe & Lyngs 2014, Therkildsen & Bregnballe 2016). DCE vurderer, at adgang til menneskeskabte fødekilder fortsat er en af de vigtigste bestandspåvirkende faktorer for disse arter (jf. Meléndez-Arteaga m.fl. 2022). I bl.a. Danmark og Tyskland har sildemåger

over de seneste 15-20 år i stigende grad taget opdyrkede marker i brug som fødesøgningsområde både i og uden for yngletiden. Mange observationer tyder på, at udbuddet af føde i yngletiden spiller en væsentlig rolle for ynglesuccesen hos de store måger både i Danmark og i nabolandene. Muligvis har ændrede EU-regler for udsnid af fisk fra fiskefartøjer gjort det vanskeligere for sildemågerne i visse kolonier at finde tilstrækkeligt med føde i yngletiden (T. Bregnballe upubl. data). I Danmark er udbuddet af potentielle ynglepladser for måger stort.

Vurdering af eventuel jagttid

Siden 2014 har der ikke været jagttid på sildemåge.

Den danske bestand af ynglende sildemåger voksede som nævnt fra godt 1.000 par i starten af 1970'erne til 5.000-5.500 par i 2001-2020, hvorefter bestanden er faldet til ca. 4.200 par i 2024 (T. Bregnballe/DCE upubl. data). De fleste danske ynglefugle og gennemtrækkende skandinaviske sildemåger har forladt landet ved udgangen af september (Bakken m.fl. 2003, Bønløkke m.fl. 2006), så effekten af en eventuel genindførelse af jagt på arten i Danmark vurderes at ville blive beskedent. De sildemåger, der vil blive nedlagt i Danmark, hvis der genindføres jagttid på arten, vil foruden danske fugle primært stamme fra ynglebestandene i Norge, Sverige og formentlig også Tyskland. Den norske bestand af sildemåge (hvoraf ca. 75 % udgøres af nordsøildemåge og 25 % af baltisk sildemåge) var overordnet set stabil fra 1980-2019 (Stokke m.fl. 2021). Den svenske bestand af nordsøildemåge er i 2018 vurderet til at være stabil på kort sigt (2007-2018) og i svag fremgang på lang sigt (1980-2018), mens den tyske bestand har været i fremgang på både kort og lang sigt (Det Europæiske Miljøagentur u.å.).

På den baggrund vurderes det, at arten godt vil kunne tåle en jagttid. En særfredning i Sydøstdanmark i september og oktober vurderes dog nødvendig i forhold til at beskytte ynglende og gennemtrækkende individer af baltisk sildemåge.



Sildemåge. Foto: Rasmus Due Nielsen.

3.3 Arter uden jagttid og uden juridisk mulighed for at få en jagttid



3.3.1 Skarv

Status for bestand og forvaltning		
Ynglebestand i Danmark	Seneste opgørelse (Sterup & Bregnballe 2025): 30.281 par. Stabil.	
Flywaybestand	<i>Phalacrocorax c. sinensis</i> , Nord- og Centraleuropa: Bestand: 610.000-740.000. Langtidstrend (1976-2023): Kraftig fremgang Korttidstrend (2014-2023): Moderat fremgang <i>Phalacrocorax c. carbo</i> : Bestand: 86.000-110.000. Faldende. (Wetlands International 2025a, 2025b).	
Gældende jagttid	Ingen jagttid siden 1980/81.	
Tidligere jagttid	1977/78-1979/80:	1. okt – 31. dec
	1941/42-1976/77:	1. aug – 30. apr
Regulering	Ja - med forudgående tilladelse (jf. Vildtskadebekendtgørelsen, BEK nr. 1408 af 03/10/2022).	
Udbytte i Danmark (regulerede fugle)	2022/23: 5.451 (334 jægere) 2023/24: 9.059 (484 jægere) (foreløbigt tal)	
Tendenser i udbyttet	Ændring / år	Signifikans
1995-2023	+1,6 %	*
2018-2023	+6,5 %	NS
Internationale og nationale listninger	DK rødliste: LC (ynglebestand); NA (trækbestand) Europæisk rødliste: LC Global rødliste: LC AEWA: C1 (<i>carbo</i> og <i>sinensis</i>)	
Bestandsbegrænsende faktorer (yngle- og trækbestand)	Vildtforvaltningsrådets målsætningsnotat (Madsen 2025): Begrænser regulering bestanden (direkte/indirekte): Ja, regionalt / Ja, regionalt. Forstyrrelsesfølsomhed (Middel) Artikel 12: Jagt/regulering (Middel/Høj) og fiskeri/bifangst (Middel)	
Forvaltningsplaner	Forvaltningsplan for skarv (Mikkelsen m.fl. 2022).	

Forekomst og bestandsudvikling

Der forekommer to underarter af skarv (*Phalacrocorax carbo*) i Danmark. Mellemskarv (*P. c. sinensis*) yngler her i landet samt blandt andet i landene omkring Østersøen og syd for Danmark. Storskarv (*P. c. carbo*) yngler blandt andet langs Norges kyster, og fugle herfra opholder sig i Danmark mellem august og april.

Hovedparten af de danske skarver spreder sig i sensommeren over forholdsvis korte afstande til søer og kystområder og optræder da over hele landet. Her opholder de sig nogle uger eller måneder, før de påbegynder det egentlige efterårstræk. Borttrækket begynder for alvor i august, kulminerer i september og fortsætter gennem oktober. Borttræk forekommer dog også i november og i kuldeperioder i december-januar. En del af de danske skarver forbliver i Danmark vinteren over.

Skarver fra udlandet kommer til de danske farvande mellem juli og november, og nogle af disse fugle overvintret. I foråret forlader mange af de overvintrende og gennemtrækkende udenlandske skarver Danmark mellem 20. marts og 20. april.

I de senere år har skarv i stigende grad taget de danske søer og åer i brug, også gennem efteråret og om vinteren.

Bestanden af skarv gik hastigt frem gennem 1980'erne både herhjemme og i udlandet. De europæiske bestande (samlet for begge underarter) er senest opgjort til 414.000-515.000 par (IUCN 2025). I Danmark aftog væksten i ynglebestanden hurtigt efter 1991, og i årene 1993-2006 ynglede 36.500-42.500 par. Herefter gik bestanden tilbage, og i 2013 var yngleantallet nået ned på 24.700 par (Fig. 3.3.1.1A). I 2014 gik bestanden atter frem, og i 2014-2024 ynglede der 30.000-33.000 par i Danmark (Sterup & Bregnballe 2025, Fig. 3.3.1.1A). De årlige

opgørelser over ynglebestandens størrelse baseres på optællinger af reder i samtlige kolonier i Danmark.

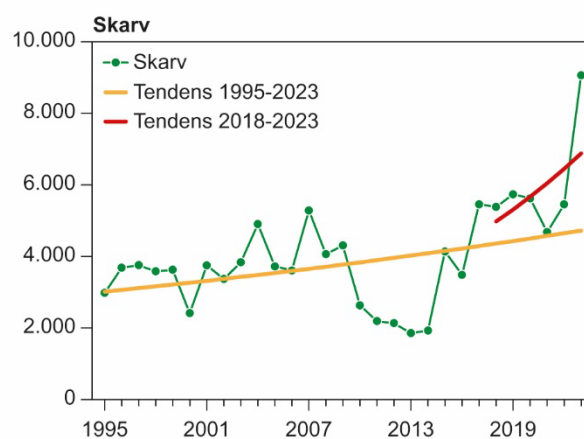
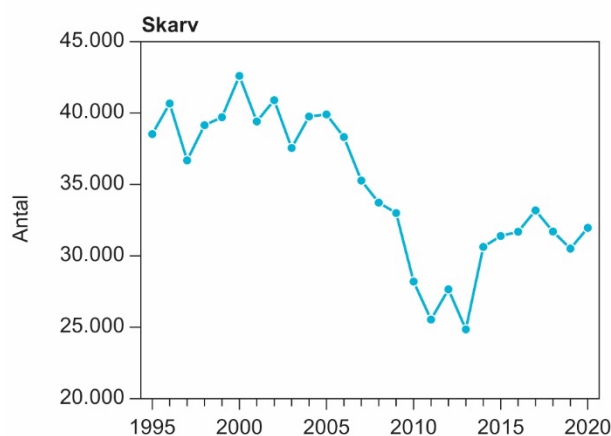
Jagt/regulering i Danmark

Udviklingen i det antal skarver, som jægerne har indberettet til Vildtudbyttestatistikken, er vist i Fig. 3.3.1.1B. Af figuren fremgår det, at der mellem 1995 og 2009 årligt blev nedlagt 3.000-5.000 skarver i Danmark (i gennemsnit 3.583). De indberettede antal nedlagte skarver faldt markant efter 2009. Dette pludselige fald i antal skarver indrapporert som reguleret indtraf i forbindelse med en ændring i proceduren for tildelingen af tilladelser til at regulere skarv. Fra at fiskere og ejere af dambrug m.fl. havde en generel tilladelse til at regulere skarv, overgik man i august 2010 til et system, hvor hver enkelt fisker årligt – via hjemmesiden kendt som 'Vil-Reg' – skulle søge om tilladelse til at regulere skarv. Ifølge nogle fiskere betød dette, at en del fiskere, som tidligere havde reguleret skarver, undlod at søge om tilladelse.

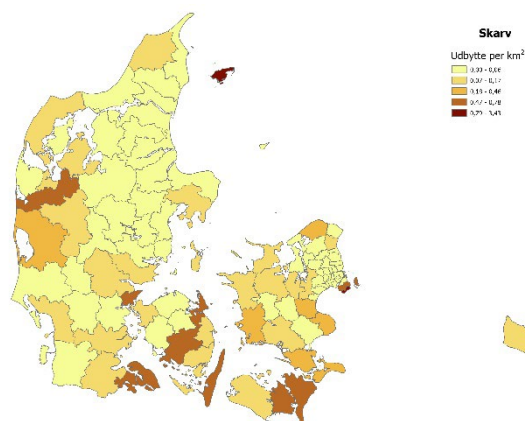
Som det fremgår af figuren, steg det indberettede antal igen efter 2014 og lå på omkring 5.500 skarver pr. sæson i 2017-2022 og over 9.000 skarver i 2023/24.

Ifølge indberetningerne til Vildtudbyttestatistikken er flest skarver nedlagt i forbindelse med regulering omkring de vestjyske fjorde, Læsø og kysterne i den sydlige del af landet (Fig. 3.3.1.2).

Det er uklart, i hvilken grad reguleringen af skarv uden for kolonierne påvirker udviklingen i ynglebestanden i Danmark. Det skønnes, at nedlæggelsen af skarver har haft en vis betydning for de danske skarvers overlevelse, også selvom der blandt de nedlagte fugle ofte er overvægt af ungfugle, og en del af de nedlagte fugle er gæstende skarver fra andre lande. I flere af de danske skarvers overvintringsområder, eksempelvis Frankrig, bliver der nedlagt et betydeligt antal individer i vinterhalvåret. Det vurderes, at den ekstra dødelighed, som de danske ungfugle og ynglefugle påføres uden for yngletiden, bidrager til at begrænse størrelsen af den danske ynglebestand. Det skønnes relevant at afklare, i hvilket omfang udviklingen i ynglebestanden påvirkes af den regulering, der udføres i Danmark og de lande, som mange af de danske skarver opholder sig i uden for yngletiden.



Figur 3.3.1.1A. Udviklingen i antal besatte skarvreder i Danmark, 1995-2024. **B.** Udbyttet af skarv i jagtsæsonerne 1995/96 – 2023/24 (regulering) og tendenser i udbyttet for perioderne 1995-2023 og 2018-2023.



Figur 3.3.1.2. Geografisk fordeling af udbyttet af skarv vist som gennemsnitligt udbytte på kommuneplan for sæsonerne 2019/20 – 2023/24.

Forvaltningsmæssige problemstillinger

Skarv står ikke opført på Fuglebeskyttelsesdirektivets bilag II, hvorfor der ikke kan åbnes for en jagttid på arten. Der har ikke været jagttid på skarv i Danmark siden 1980. Men via bekendtgørelsen om vildtskader har det været muligt at regulere arten.

Skarv er på verdensplan vurderet livskraftig (LC) og er dermed ikke vurderet som truet (IUCN 2025). Midvintertællingerne i Europe viser en fortsat stigende tendens. Den samlede europæiske bestand af mellemskarv var tilsyneladende forholdsvis stabil over en årrække omkring 2010 (Bregnballe m.fl. 2014), men over de seneste 10-15 år har der igen været ret betydelige fremgange i ynglebestandene i Sverige (her var antallet i 2023 steget til 75.000 par; Lundström 2024) og i de baltiske lande (Bregnballe in prep.). I modsætning hertil har den nordvesteuropæiske bestand af storskarv været i tilbagegang gennem en længere årrække (især pga. en nedgang i den norske bestand; Bregnballe m.fl. 2014, Lorentsen m.fl. 2021, S. Lorentsen in litt.).

De mål og fremgangsmåder, der har været anvendt i forbindelse med at forvalte skarvens yngleforekomst i Danmark, og de konflikter, der har været relateret til ynglende såvel som fødesøgende og rastende skarv, har været fastlagt i nationale forvaltningsplaner for arten. Den seneste forvaltningsplan har været gældende fra 2022 (Mikkelsen m.fl. 2022).

Regulering i yngletiden har især siden 2002 omfattet tiltag rettet mod at undgå dannelse af nye kolonier i visse områder og begrænse størrelsen af udvalgte eksisterende kolonier. Tiltagene har oftest bestået i oliering af æg i kolonier beliggende i områder, hvor der har været særligt store konflikter mellem skarv og fiskeri, og/eller hvor der har været særlige behov for at beskytte lokale fiskebestande (se Bregnballe & Sterup 2021). DCE har vurderet, at tiltagene rettet mod at forhindre skarv i at etablere nye kolonier samt reguleringen af ynglesucces i udvalgte eksisterende kolonier har medvirket til at begrænse størrelsen af den danske ynglebestand både regionalt og nationalt (Bregnballe & Sterup 2021).

Ud over regulering i kolonierne, giver bekendtgørelse om vildtskader flere andre muligheder for at regulere skarver. Inden for perioden 1. august til 31. marts kan Naturstyrelsen således give tilladelse til regulering i følgende områder:

- Inden for 1 km fra faststående, fungerende fiskeredskaber

- I kystområder, der er udpeget som vigtige for fiskeri og fiskebestande.
- Ved vandløb og søer.
- I fredningsbælter for vandrefisk.

Herudover kan der gives tilladelse til at regulere skarver i perioden 1. april til 31. maj med henblik på at beskytte vandrefisk, herunder udtræk af smolt af snæbel, laks og ørred. Denne reguleringsmulighed strækker sig altså ind i den periode, hvor skarverne har æg og unger.

Det er et vilkår i tilladelserne, at ansøgerne senest fire uger efter tilladelsens udløb skal indberette antallet af regulerede individer. Herudover er de jægere, der nedlægger skarver, forpligtede til – via Vildtudbyttestatistikken – at indberette antallet af nedlagte skarver.

Der har været uoverensstemmelse mellem tilbagemeldingen fra reguleringsansøgerne og opgørelserne via Vildtudbyttestatistikken. Ifølge tilbagemeldingerne fra de personer, der fik tilladelser til regulering, blev der eksempelvis i den femårige periode 2010-2014 nedlagt 6.800 skarver i Danmark, hvorimod det nedlagte antal ifølge Vildtudbyttestatistikken var 11.400 skarver. Årsagerne til disse uoverensstemmelser er ikke udredt.

Vurdering af eventuel jagttid

Skarv er som nævnt ikke opført på fuglebeskyttelsesdirektivets bilag II, der er listen over arter, som medlemslandene kan indføre jagttid på. Fuglebeskyttelsesdirektivet giver således ikke mulighed for, at der åbnes for en jagttid på skarven.

Det vurderes, at indførelse af en jagttid på skarv i Danmark vil påvirke udviklingen i ynglebestanden. Det vurderes således, at størrelsen af den nuværende ynglebestand er begrænset af antallet af yngledygtige individer i bestanden, og ud fra ringmærkning vides det, at der blandt de skarver, som nedlægges i Danmark, er danske skarver i den yngledygtige alder.

3.3.2 Bramgås

Status for bestand og forvaltning		
Ynglebestand i Danmark	2.830 par (Nielsen m.fl. 2024). Stigende 2007-2018 (Fredshavn m.fl. 2019b)	
Flywaybestand	1,4 mio. Stigende 2014-2023 (Johnson m.fl. 2024)	
Gældende jagttid	Ingen jagttid	
Tidligere jagttid	Fredet siden 1959/60 i Danmark og siden 1972/73 i hele EU	
Regulering	Ja - med forudgående tilladelse (jf. Vildtskadebekendtgørelsen, BEK nr. 1408 af 03/10/2022).	
Udbytte i Danmark	2022/23: 13.409 (1.229 jægere, regulering) 2023/24: 18.070 (1.231 jægere, regulering) (foreløbigt tal)	
Udbytte i EU	Ingen data i Artikel 12 indberetningerne	
Tendenser i reguleringsudbyttet 2018-2023	Ændring / år 7,2 %	Signifikans NS
Internationale og nationale listninger	DK rødliste: LC (ynglebestand); LC (trækbestand) Europæisk rødliste: LC Global rødliste: LC AEWA: C1	
Bestandsbegrænsende faktorer (yngle- og trækbestand)	Vildtforvaltningsrådets målsætningsnotat (Madsen 2025): Begrænser regulering bestanden (direkte/indirekte): Sandsynligvis / Sandsynligvis ikke Forstyrrelsesfølsomhed (Høj). Artikel 12: Ingen påvirkning. Aktuel forvaltningsplan: Regulering, klimaforandringer.	
Forvaltningsplaner	AEWA: International Single Species Management Plan (adaptiv forvaltningsplan, Jensen m.fl. 2018) Bramgås behandles i regi af AEWA, hvorfor alene kolofonen er medtaget her.	



Foto: Colourbox.

3.3.3 Råge

Status for bestand og forvaltning		
Ynglebestand i Danmark	Seneste Artikel 12 (Fredshavn m.fl. 2019b): 85.565 par. Stabil (2007-2018) Nye udkast til Artikel 12 (Fredshavn m.fl. 2025b): 85.899 par. Stigende (2010-2023)	
Flywaybestand	11,4 – 21,3 mio. Faldende (Europa, IUCN 2025).	
Gældende jagttid	Ingen jagttid	
Tidligere jagttid	1967/68-1982/83: 16. maj – 15. apr (beskydning) og 1. jul – 30. apr (fældefangst).	
Regulering	Ja - med forudgående tilladelse (jf. Vildtskadebekendtgørelsen, BEK nr. 1408 af 03/10/2022).	
Udbytte i Danmark (regulerede fugle)	2022/23: 68.554 (1.766 jægere) 2023/24: 70.045 (1.679 jægere) (foreløbigt tal)	
Udbytte i EU	452.700 (gns. 2012-2017; 9/7 lande)	
Tendenser i jagtudbyttet	Ændring / år	Signifikans
1995-2023	-0,6 %	***
2018-2023	1,1 %	NS
Internationale og nationale listninger	DK rødliste: LC (ynglebestand) Europæisk rødliste: VU Global rødliste: LC	
Bestandsbegrænsende faktorer (ynglebestand)	Vildtforvaltningsrådets målsætningsnotat (Madsen 2025): Begrænser regulering bestanden (direkte/indirekte): Ja, lokalt / Nej Forstyrrelsesfølsomhed (Middel) Artikel 12: Regulering (Middel) EU-TFRB (vurdering af jagttryk i EU, Cruz-Flores m.fl. 2024b): bæredygtig (Nord- og Østeuropa) (jagt og regulering)	
Forvaltningsplaner	Ingen	

Forekomst og bestandsudvikling

Råge forekommer i det meste af landet, men er mest almindelig i Østjylland og på Øerne. I de senere år har arten dog spredt sig mod nord og vest (Vikstrøm & Moshøj 2020). Råge er især tilknyttet agerlandet, hvor den ofte ses fouragere på dyrkede arealer i store flokke. Igennem de seneste årtier er der dog sket en gradvis spredning fra agerlandet til bynære områder, hvor ynglekolonierne ofte etableres i småskove i byernes udkant (Heldbjerg m.fl. 2023, 2024). Fouragerende råger er dermed blevet et mere almindeligt syn i byerne.

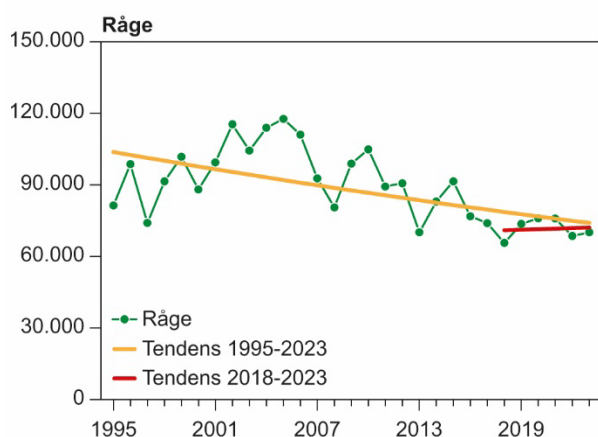
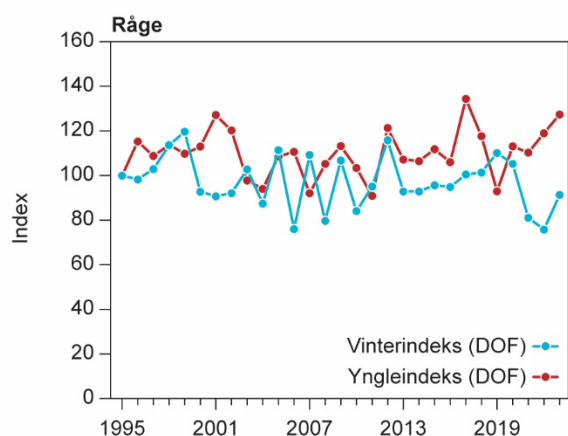
Den danske bestand af råger har været stabil både på lang (siden 1977) og kort sigt (2014-2023) (Vikstrøm m.fl. 2023) (Fig. 3.3.3.1A). Bestanden er blev i seneste Artikel 12-afrapportering opgjort til 85.565 par (Fredshavn m.fl. 2019b), en værdi der kun er marginalt opjusteret i det nye udkast til Artikel 12 (Fredshavn m.fl. 2025b). I den danske rødliste er arten kategoriseret som Livskraftig (LC) (Moeslund m.fl. 2023).

De danske råger er overvejende standfugle, men i strenge vintre kan de dog forlade landet. I vinterhalvåret gæstes Danmark af trækfugle fra det nordlige Skandinavien og Rusland (Bønløkke m.fl. 2006).

Reguleringen i Danmark

I perioden fra 1995 til 2019 har udbyttet været signifikant faldende, men i den seneste periode (2018/19-2023/24) har udbyttet været stabilt på cirka 70.000 fugle (Fig. 3.3.3.1B). Langt den største del af reguleringen finder sted i kolonier, så den overvejende del af udbyttet udgøres dermed af ungfugle.

De fleste råger nedlægges i Østjylland og på Øerne (Fig. 3.3.3.2). Forskelle i udbytteneiveauet formodes generelt at afspejle reelle forskelle i bestandstætheden, om end ikke nødvendigvis i proportionalt forhold.



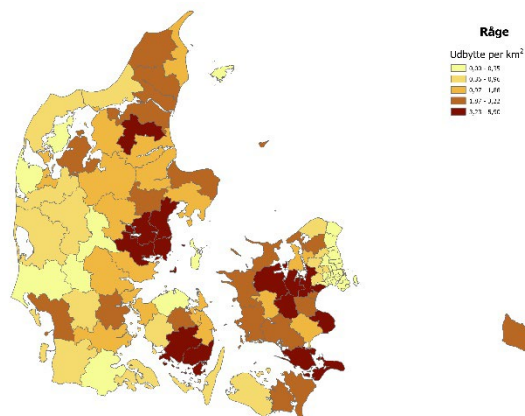
Figur 3.3.3.1A. Bestandsindeks for råge i Danmark fra DOF's vinterpunkt-tællinger (1995/96-2023/24) og ynglefugletællinger (1995-2023), og **B.** udbytte af råge i jagtsæsonerne 1995/96 – 2023/24 (kun regulering) samt tendenser i udbyttet for perioderne 1995-2023 og 2018-2023.

Forvaltningsmæssige problemstillinger

Råge står ikke opført på Fuglebeskyttelsesdirektivets bilag II/b for Danmark, hvorfor der ikke kan åbnes for en jagttid på arten.

Rågerne opleves ofte som støjende de steder, hvor kolonierne ligger tæt på beboelse. I beboelsesområder kan rågerne klatter desuden tilsmudse parkerede biler, græsplæner, fortove m.v. Der foreligger ingen dokumentation for omfanget af markskader forvoldt af råger, men det er især økologiske majsmarker, der er udsat for skader, idet den ubejdsede såsæd udgør en attraktiv fødekilde. Det er imidlertid ikke længere tilladt at anvende bejdsemidlet Mesuroi i den konventionelle dyrkning. Da det er uvist, om der kan findes alternativer med samme effektivitet (Ghita Cordsen Nielsen, SEGES, pers. medd.), kan det ikke afvises, at der også her vil forekomme markskader i fremtiden. Desuden kan bær- og frugtavlere opleve økonomiske tab på grund af fouragerende råger. Råger kan derudover gøre skade på f.eks. golf- og fodboldbaner, hvor de beskadiger græstørven, når de fouragerer på gåsebille- og stankelbenslarver.

Udover, at reguleringen lokalt kan påvirke bestandsstørrelsen, er der ikke konstateret trusler af betydning for den danske ynglebestand af råger (Fredshavn m.fl. 2019b).



Figur 3.3.3.2. Geografisk fordeling på kommuneplan af det gennemsnitlige årlige udbytte af råge i sæsonerne 2019/20 – 2023/24.

Vurdering af gældende reguleringsperiode

Arten og flywaybestanden er omfattet af EU-TFRB-arbejdet. Her tyder foreløbige analyser på, at jagt og regulering af råge synes bæredygtig (Cruz-Flores m.fl. 2024b).

Der er ingen gældende jagttid, men reguleringen har, hvis den drives intensivt og vedvarende, sandsynligvis en begrænsende effekt på bestanden i lokale områder. Ud fra den viden, der foreligger om bestandsudviklingen, er det dog DCE's vurdering, at rågebestanden på landsplan kan bære det aktuelle reguleringsstryk.

Det er vanskeligt at vurdere, hvor mange råger, der vil blive nedlagt, hvis der genindføres en jagttid på arten. For de fleste jægere er råge et mindre attraktivt bytte, og der er ikke en tradition for at gå på jagt efter råge, som det f.eks. er tilfældet for krage. Udbyttet vil derfor næppe blive af samme størrelsesorden som for krage. Hvis man ønsker at regulere bestandsstørrelsen, er der ingen tvivl om, at regulering af et større antal voksne fugle vil være et mere effektivt middel end at reducere ungeoverlevelsen, som det sker i forbindelse med regulering af rågeunger i kolonierne i dag. Det er også vigtigt at være opmærksom på, at jagten ikke nødvendigvis vil blive udøvet på de tidspunkter på året og på de steder, hvor f.eks. markskaderne forekommer. I vinterhalvåret må det desuden antages, at en del af udbyttet vil udgøres af trækgæster. Udbyttet vil dermed omfatte fugle, der ikke forekommer i Danmark i sommerhalvåret, hvor markskaderne typisk sker.

4 Referencer

Abramov, A.V., Kranz, A., Herrero, J., Choudhury, A., Maran, T. 2016. *Martes foina*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T29672A45202514.

Aebischer NJ. 2019. Fifty-year trends in UK hunting bags of birds and mammals, and calibrated estimation of national bag size, using GWCT's National Gamebag Census. - European Journal & Wildlife Research 65:64.

AEWA. 2018. Agreement on the conservation of African-Eurasian Migratory Waterbirds. Agreement text and annexes. - As amended at the 7th Session of the Meeting of the Parties to AEWA, 4-8 December 2018, Durban, South Africa. <https://leap.unep.org/sites/default/files/treaty/aewa-en.pdf>

AEWA. 2023. Agreement on the conservation of African-Eurasian Migratory Waterbirds. Agreement Text and Annexes. As amended at the 8th Session of the Meeting of the Parties to AEWA 26 - 30 September 2022, Budapest, Hungary and corrected by the Contracting Parties via silence procedure with effect as of 10 August 2023. <https://www.unep-aewa.org/en/documents/agreement-text>

Andersson, Å., Madsen, J., Mooij, J., Reitan, O. 1999. Canada Goose *Branta canadensis*: Fennoscandia / Continental Europe, in Madsen, J., Cracknell, G. & Fox, A. D. (Ed.) Goose populations of the western Palearctic. Wetlands International Publication 48, 236-245.

Andersson, Å., Berg, C., Eriksson, M.O.G., Grahn, J., Green, M., Nilsson, J., Nilsson, S.G. & Tjernberg, M. 2020. Rödlista 2020 - expertkommittén för fåglar. Uppsala: SLU Artdatabanken.

Asferg, T. 1996. Fejlkilder i den danske vildtudbyttestatistik. Omfang af manglende indberetninger. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU nr. 167. 27 s.

Asferg, T., & Prang, A. 1997. Kragefuglejagt i Danmark: Reguleringen af krage, husskade, skovskade, råge og allike i sæsonen 1990/91 og jagtudbyttet i perioden 1943-1993. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU nr. 219. 60 s.

Asferg, T. & Lindhard, B.J. 2003. Korrektion for manglende indberetninger til vildtudbyttestatistikken. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU nr. 473. 28 s.

Asferg, T., Madsen, A.B. & Pagh, S. 2007. Ræv *Vulpes vulpes* (Linnaeus, 1758). I: Baagøe HJ, Jensen TS (red.). Dansk Pattedyratlas. Gyldendal, 176-181.

Asferg, T. 2008. Manglende indberetninger til vildtudbyttestatistikken i jagsæsonen 2006/07. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU nr. 656. 22 s

Asferg, T. 2016. Indberetning af vildtudbytte for jagsæsonen 2014/15 - første sæson med reglen om "vildtudbytte før jagttegn". - Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 7 s.

Asferg, T., Clausen, P., Christensen, T.K., Bregnballe, T., Clausen, K.K., Elmeros, M., Fox, A.D., Haugaard, L., Holm, T.E., Laursen, K., Madsen, A.B., Madsen, J., Nielsen, R.D., Sunde, P. & Therkildsen, O.R. 2016. Vildtbestande og jagttider i Danmark: Det biologiske grundlag for jagttidsrevisionen 2018. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. - Videnskabelig rapport nr. 195. 140 s.

Asferg, T. 2019. Jagttidsrevision for udvalgte arter 2020. Kriterier ('key concepts') for fastsættelse af start og afslutning af yngletiden for ræv, hare og vildkanin. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet.

Bakken, V., Runde, O. & Tjørve, E. 2003. Norsk ringmerkningsatlas. Vol. 1. Stavanger Museum, Stavanger.

Balsby, T.J.S., Clausen, P., Krause-Jensen, D., Carstensen, J. & Madsen, J. 2017. Long-term patterns of eelgrass (*Zostera marina*) occurrence and associated herbivorous waterbirds in a Danish coastal inlet. - *Frontiers in Marine Science* 3:285.

Banga, R., Russell, DJF., Carter, MID., Chaudry, F., Gilles, A., Abel, C., Ahola, M., Authier, M., Bjørge, A., Brasseur, S., Carlsson, A., Carlstrom, J., Christensen, AH., Dinis, A., Engene, N., Galatius, A., Geelhoed, S., Granquist, S., Haelters, J., Jess, A., Morris, C., Murphy, S., Ó Cadhla, O., Persson, S., Pierce, G., Poncet, S., Rosing-Asvid, A., Saavedra, C., Taylor, N., Teixeira, A., van Neer, A., Vasconcelos, R. and Vincent, C. 2022. *Seal Abundance and Distribution*. In: OSPAR, 2023: The 2023 Quality Status Report for the Northeast Atlantic. OSPAR Commission, London. Available at: <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qsr-2023/indicator-assessments/seal-abundance-and-distribution>

Berg, P. & Bregnballe, T. 2020. Forårstrækket af Ederfugle gennem Femern Bælt 2009-19: Trækkets forløb og udviklingen i antal og kønssammensætning. - *Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift* 114: 42-55.

Béchet, A. 2009. European Union Management Plan 2009-2011 for Golden Plover *Pluvialis apricaria*. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

BirdLife International. 2021. European Red List of Birds. Luxembourg: Publications Office of the European Union.

Bodewes, R., Bestebroer, T.M., van der Vries, E., Verhagen, J.H., Herfst, S., Koopmans, M.P., m.fl. 2015. Avian influenza A (H10N7) virus-associated mass deaths among harbor seals. - *Emerging Infectious Diseases* 21E: <http://dx.doi.org/10.3201/eid2104.141675>

Boogaart, P., van der Loo, M. & Pannekoek, J. (2024). Package 'rtrim'. Trends and Indices for Monitoring Data [TRIM]. Statistics Netherlands <https://www.maths.bris.ac.uk/R/web/packages/rtrim/rtrim.pdf>

Bregnballe, T., Rasmussen, P.A.F., Laursen, K., Kortegaard, J. & Hounisen, J.P. 2001. Regulering af jagt på vandfugle i kystzonen: Forsøg med døgnregulering i Østvendssyssel. - Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU nr. 363. 106 s.

Bregnballe, T., Asferg, T., Clausager, I., Noer, H., Clausen, P. & Christensen, T.K. 2003. Vildtbestande, jagt og jagttider i Danmark 2002. En biologisk vurdering af jagtens bæredygtighed som grundlag for jagttidsrevisionen 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU nr. 428. 227 s.

Bregnballe, T. & Lyngs, P. 2014. Udviklingen i ynglebestanden af sølvmåger i Danmark 1920-2012. - Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift 108: 187-198.

Bregnballe, T., Lynch, J., Parz-Gollner, R., Marion, L., Volponi, S., Paquet, J.-Y., David N. Carss & van Eerden, M.R. (eds.). 2014. Breeding numbers of Great Cormorants *Phalacrocorax carbo* in the Western Palearctic, 2012-2013. IUCN-Wetlands International Cormorant Research Group Report. DCE - Danish Centre for Environment and Energy. Scientific Report No. 99. 224 pp.

Bregnballe, T., Jørgensen, H.E., Christensen, H. & Drachmann, J. 2015. Udviklingen i ynglebestanden af hættemåger i Danmark 1970-2010. - Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift 109: 179-192.

Bregnballe, T. & Sterup, J. 2021. Skarvens biologi og bestandsudvikling samt erfaringer med forvaltning af dens ynglekolonier i Danmark. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi- Fagligt notat nr. 2021 | 41. 32 s.

Brown, D.J. 2015. International single species action plan for the conservation of the Eurasian curlew *Numenius arquata arquata*, *N. a. orientalis* and *N. a. suschkini*. - AEWAs Technical Series. Bonn, Germany. 64 s.

Bønløkke, J., Madsen J.J., Thorup, K., Bjerrum, M. & Rahbek, C. 2006. Dansk trækfugleatlas. - Rhodos, Humlebæk. 870 s.

Carboneras, C., Šilarová, E., Škorpilová, J. & Arroyo, B. 2024. Rapid population response to a hunting ban in a previously overharvested, threatened landbird. - Conservation Letters 17: e13057.

Christensen, J.O. 1987. Nissum Fjords fugleliv 1983-85. - Landbrugsministeriets Vildtforvaltning, Vildtreservatkontoret.

Christensen, T.K. 2005. Factors affecting the bag size of the eider *Somateria mollissima* in Denmark 1980-2000. - Wildlife Biology 11: 89-99.

Christensen, T.K. 2016. Dobbeltbekkasin *Gallinago gallinago* - Vurdering af bestandsudvikling og jagtudbytte i Danmark. - Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 18 s.

Christensen, T.K. & Bregnballe, T. 2011. Status of the Danish breeding population of eiders *Somateria mollissima* 2010. - Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift 105: 195-205.

Christensen, T.K. & Kahlert, J. 2011. Agerhøne – faglig baggrund for udarbejdelse af forvaltningsplan. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. - Fagligt notat fra DMU/AU. 58 s.

Christensen, T.K., Asferg, T., Madsen, A.B., Kahlert, J., Clausen, P., Laursen, K., Sunde, P. & Haugaard, L. 2013. Jagttidsrevision 2014. Vurdering af jagtens bæredygtighed i forhold til gældende jagttider. DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. - Videnskabelig rapport fra DCE, nr. 66. 108 s.

Christensen, T.K. & Hounisen, J.P. 2014. Managing hunted populations through sex-specific season lengths: a case of the common eider in the Baltic-Wadden Sea flyway population. – European Journal of Wildlife Research 60: 717-726.

Christensen, T. K., Baxter, A., Clausen, P., Hounisen, J. P. & Fox, A. D. 2015. Gåsebestande og flyvesikkerhed i Danmark. Forvaltning i lufthavnes sikkerhedsområder. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. - Teknisk rapport nr. 66. 78 s

Christensen, T.K., Madsen, A.B., Madsen, J. & Clausen, P. 2019. Jagttidsrevision for udvalgte arter 2020. Opdatering af det biologiske grundlag for jagttider. – Notat fra DCE til Miljøstyrelsen. 34 s.

Christensen, J.S., Hansen, T.H., Rasmussen, P.A.F., Nyegaard, T., Eskildsen, D.P., Clausen, P., Nielsen, R.D. & Bregnballe, T. 2022. Systematisk oversigt over Danmarks fugle 1800-2019. – Dansk Ornitologisk Forening.

Christensen, T.K. & Bregnballe, T. 2024. Status of the Danish breeding population of eiders *Somateria mollissima* 2020. - Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift 118: 18-31.

Christensen, T.K., Balsby, T.J.S., Mikkelsen, P. & Møllerup, K. 2024. Vildtudbyttestatistik og vingeundersøgelsen for jagtsæsonerne 2022/23 og 2023/24. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 20 s. – Fagligt notat nr. 2024 | 38.

Christensen, T.K., Sterup, J. & Buksti-Ladefoged, L. 2024. Havørnes påvirkning af ynglende ederfugle - forstyrrelse og prædation. - Aarhus University, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. - Teknisk rapport nr. 308. 36 s.

Clausen, P., Bøgebjerg, E., Hounisen, J.P., Jørgensen, H.E. & Petersen, I.K. 2004. Reservatnetværk for trækkende vandfugle. En gennemgang af udvalgte arters antal og fordeling i Danmark 1994-2001. Danmarks Miljøundersøgelser, Miljøministeriet. - Faglig rapport fra DMU, nr. 490. 144 s.

Clausen, P. & Holm, T.E. 2011. Målsætning af levesteder for vandfugle. Resultater fra et pilotprojekt i 6 udvalgte jyske EF-fuglebeskyttelsesområder med særligt fokus på vegetationstilknyttede arter. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. - Videnskabelig rapport nr. 10. 88 s.

Clausen, P., Holm, T.E., Laursen, K., Nielsen, R.D. & Christensen, T.K. 2013. Rastende fugle i det danske reservatnetværk 1994-2010. Del 1: Nationale resultater. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. - Videnskabelig rapport nr. 72. 118 s.

Clausen, K. K. 2014. Uddybning af notat fra DCE vedr. dødelighed hos ringdueunger som konsekvens af jagtlig regulering af forældrefugle. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 7 s.

Clausen, P., Holm, T.E., Therkildsen, O.R., Jørgensen, H.E. & Nielsen, R.D. 2014. Rastende fugle i det danske reservatnetværk 1994-2010. Del 2: De enkelte reservater. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi- Videnskabelig rapport fra DCE nr. 132. 236 s.

Clausen, K. K. & Christensen, T. K. 2015. Ynglende ringduer i september, oktober og november. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 5 s.

Clausen, P., Therkildsen, O.R., Nielsen, R.D. & Holm, T.E. 2017. Kortlægning af levesteder med forslag til målsætning og tilstandsvurdering for rastende vandfugle. Arter tilknyttet bundvegetation, enge og moser. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. - Videnskabelig rapport nr. 248. 120 s.

Clausen, P., Petersen, I.K., Bregnballe, T. & Nielsen, R.D. 2019. Trækfuglebestande i danske Fuglebeskyttelsesområder, 2004 til 2017. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. - Teknisk rapport nr. 148. 310 s.

Clausen, K. K., Grøn, P. N., Larsen, H. L., Clausen, P., & Fox, A. D. 2024a. Just Add Water and Stir: An Artificial Suburban Lake Develops Into an Important Moulting Site for Large-Bodied Herbivorous Wildfowl. - *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 34(10): e70002.

Clausen, K. K., Heldbjerg, H., & Fløjgaard, C. 2024b. The effect of small-scale agro-environmental initiatives on avian diversity in agricultural landscapes. *Bird Conservation International*, 34: e33.

Cramp, S. & Simmons, K.E.L. (red.) 1983. Handbook of the birds of Europe the Middle East and North Africa. The birds of the Western Palearctic. Vol. III. Waders to gulls. - Oxford University Press.

Cruz-Flores, M., Carboneras, C., Rubio, B., Guillemain, M., Madsen, J., Defos du Rau, P., Francesiaz, C., & Arroyo, B. 2024a. Assessment of (un)sustainability of harvest - First batch. 6th Meeting, 28 June 2024 Document N°: TFRB 24-06-03 rev. Revised version taking into account the comments received.

Cruz-Flores, M., Carboneras, C., Rubio, B., Guillemain, M., Madsen, J., Defos du Rau, P., Francesiaz, C., Bacon, L., & Arroyo, B. 2024b. Assessment of (un)sustainability of harvest - Part 2. 8th Meeting, 08 November 2024, Document N°: TFRB 24-11-03.

Curlew Action. 2025. Curlew hunting ban in France extended until July 2024. <https://www.curlewaaction.org/curlew-hunting-ban-in-france-extended-until-july-2024/>. Hjemmeside besøgt 12. februar 2025.

Dagys, M. & Hearn, R. (compilers). 2018. International Single Species Action Plan for the Conservation of the Velvet Scoter (*Melanitta fusca*) W Siberia & N Europe/NW Europe population. AEWAs Technical Series No. 67. Bonn, Germany.

Degel, H., Petersen, I.K., Holm, T.E. & Kahlert, J. 2010. Fugle som bifangst i garnfiskeriet. Estimat af utilsigtet bifangst af havfugle i garnfiskeriet i området omkring Ærø. – DTU Aqua-rapport nr. 227-2010. 56 s.

Det Europæiske Miljøagentur (u.å.). *Larus fuscus* summary report. European Topic Centre on Biological Diversity https://nature-art12.eionet.europa.eu/article12/summary?period=3&subject=Larus+fuscus&reported_name=A489

DG Environment. 2023. Reporting under Article 12 of the Birds Directive: Guidelines on concepts and definitions – Article 12 of Directive 2009/147/EC, Reporting period 2019-2024. Brussels. Pp 29.

Dietz, R., Teilmann, J., Henriksen, O.D., & Laidre, K. 2003. Movements of seals from Rødsand seal sanctuary monitored by satellite telemetry. Relative importance of the Nysted Offshore Wind Farm area to the seals. National Environmental Research Institute, Denmark. - NERI technical Report No. 429. 44 pp.

Dietz, R., Teilmann, J., Andersen S. M. Rigét, F., and Olsen, M. T. 2013. Movements and site fidelity of harbour seals (*Phoca vitulina*) in Kattegat, Denmark, with implications for the epidemiology of the phocine distemper virus. – ICES Journal of Marine Science 70: 186–195.

Dietz, R., Galatius, A., Mikkelsen, L., Nabe-Nielsen, J., Rigét, F.F., Schack, H., Skov, H., Sveegaard, S., Teilmann, J. & Thomsen, F. 2015. Marine mammals – Investigations and preparation of environmental impact assessment for Kriegers Flak. Report commissioned by EnergiNet.dk. 184 s.

Dybbro, T. 1976. De danske ynglefugles udbredelse. – Dansk Ornitologisk Forening. 293 s.

Ellermaa, M. & Lindén, A. 2020. Sügisränne Põõsaspeal 2019 Aastal. (Efterårstræk ved Põõsaspea, 2019) – Hirundo 33(1): 1-29.

Elmeros, M., Hansen, T.S., Baagøe, H.J. & Teilmann, J. 2010. Pattedyr 2010. Aarhus Universitet. www.NERI.dk/dyrplanter/redlistframe

Elmeros, M., Lassen, P., Bossi, R., Topping, C.J. 2018. Exposure of stone marten (*Martes foina*) and polecat (*Mustela putorius*) to anticoagulant rodenticides: Effects of regulatory restrictions of rodenticide use. - Science of the Total Environment 612: 1358-1364.

Elmeros, M., Baagøe, H.J., Sunde, P., Theilmann, J. & Vedel-Smith, C. 2019. Pattedyr. I: Moeslund J.E. m.fl. (red.): Den danske Rødliste 2019. Aarhus Universitet. <http://redlist.au.dk>

Elmeros, M. 2021. Fældefangst af mårdyr. Notat fra Aarhus Universitet, Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 8.

Elmeros, M. & Møllerup, K.A. 2021. Husmårjagt og -regulering i jagtsæsonen 2019/20. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. Fagligt notat nr. 2021 | 38.

Eraud, C., Devaux, T., Villers, A., Johnson, F. A., & Francesiaz, C. 2021. popharvest: An R package to assess the sustainability of harvesting regimes of bird populations. - *Ecology and Evolution* 11(23): 16562-16571.

Eskildsen, D.P., Vikstrøm, T., Jørgensen, M.F. & Moshøj, C.M. 2020. Overvågning af de almindelige fuglearter i Danmark 1975-2019. Årsrapport for Punkttællingsprogrammet. - Dansk Ornitologisk Forening.

European Commission. 2009. European Union Management Plan for Scaup *Aythya marila* 2009–2011. - Commissioned by European Commission (DG ENV B2). ISBN 978-92-79-13221-6 https://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/wildbirds/hunting/docs/Scaup%20EU_MP.pdf

Falsterbo Fågelstation. 2025. <https://www.falsterbofagelstation.se/strack/art-alla-ar/?lang=sv&art=706>, besøgt 24-01-25.

Fauchald, P., Anker-Nilssen, T., Barrett, R.T., Bustnes, J.O., Bårdsen, B.J., Christensen-Dalsgaard, S., Descamps, S., Engen, S., Erikstad, K.E., Hanssen, S.A., Lorentsen, S-H., Moe, B., Reiertsen, T.K., Strøm, H., Systad, G.H. 2015. The status and trends of seabirds breeding in Norway and Svalbard - NINA Report 1151. 84 pp.

Fey, K., Vuorisalo, T., Lehikoinen, A., Selonen, V. 2015. Urbanisation of the wood pigeon (*Columba palumbus*) in Finland. - *Landscape and Urban Planning* 134: 188-194.

Fietz, K., Galatius, A., Teilmann, J., Dietz, R., Frie, A.K., Klimova, A., Palsbøll, P., Jensen, L.F., Graves, J.A., Hoffmann, J.I & Olsen, M.T. 2016. Shift of grey seal subspecies boundaries in response to climate, culling and conservation. - *Molecular Ecology* 25: 4097–4112.

Fisheries and Oceans Canada. 2010. 2011-2015 Integrated Fisheries Management Plan for Atlantic Seals. Fisheries and Oceans Canada, <http://www.dfo-mpo.gc.ca/fisheries-peches/seals-phoques/reports-rapports/mgtplan-planges20112015/mgtplan-planges20112015-eng.html#c1>

Fliessbach, K.L., Borkenhagen, K., Guse, N., Markones, N, Schwemmer, P. & Garthe, S. 2019. A Ship Traffic Disturbance Vulnerability Index for Northwest European Seabirds as a Tool for Marine Spatial Planning. - *Frontiers in Marine Science* 6: 192.

Fog, J. 1964. Dispersal and survival of released mallards (*Anas platyrhynchos* L.). - *Danish Review of Game Biology* 4 (3): 1-57.

Forchhammer, M. & Asferg, T. 2000. Invading Parasites Cause a Structural Shift in Red Fox Dynamics. - *Proceedings: Biological Sciences* 267: 779–786.

Forni, P., Morkunas, J. & Daunys, D. 2023. Case report: first data on the foraging behaviour of velvet scoters (*Melanitta fusca*) in soft-bottom coastal waters of the southeast Baltic Sea. - *Animal Biotelemetry* 11(1): 43.

Fox, A. D., Heldbjerg, H. & Nyegaard, T. 2015. Invasive alien birds in Denmark. - *Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift* 109: 193-205.

Fox, A.D., Caizergues, A., Banik, M.V., Devos, K., Dvorak, M., Ellermaa, M., Folliot, B., Green, A.J., Grüneberg, C., Guillemain, M., Håland, A., Hornman, M., Keller, V., Koshelev, A.I., Kostiuskyn, V.A., Kozulin, A., Ławicki, I., Lui-gujõe, L., Müller, C., Musil, P., Musilová, Z., Nilsson, L., Mischenko, A., Pöysä, H., Šciban, M., Sjenicic, J., Stipniece, A., Švažas, S. & Wahl, J. 2016. Recent changes in the abundance of Common Pochard *Aythya ferina* breeding in Europe. - *Wildfowl* 66: 22-40

Fox, A.D. & Leafloor, J.O. (red.). 2018. A global audit of the status and trends of Arctic and Northern Hemisphere goose populations. Conservation of Arctic Flora and Fauna International Secretariat: Akureyri, Iceland.

Fox, A.D. & Petersen, I.K. 2019. Offshore wind farms and their effects on birds. - *Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift* 113: 86-101.

Fox, A.D., Balsby, T.J.S., Jørgensen, H.E., Lauridsen, T.L., Jeppesen, E., Søndergaard, M., Fugl, K., Myssen, P. & Clausen, P. 2019. Effects of lake restoration on breeding abundance of declining common pochard. - *Hydrobiologia* 830: 33-44.

Fransson, T. & Pettersson, J. 2001. Svensk ringmärkningsatlas. Vol. 1. Lommar-rovfåglar. - Naturhistoriska riksmuseet & Sveriges Ornitologiska Förening, Stockholm. 189 s.

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. 2019a. Bevaringsstatus for naturtyper og arter - 2019. Habitatdirektivets Artikel 17-rapportering. - Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. Videnskabelig rapport nr. 340. 52 s.

Fredshavn, J. R., Holm, T. E., Sterup, J., Pedersen, C. L., Nielsen, R. D., Clausen, P., Eskildsen, D. P. & Flensted, K. N. 2019b. Størrelse og udvikling af fuglebestande i Danmark - 2019. Artikel 12-rapportering til Fuglebeskyttelsesdirektivet. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. - Videnskabelig rapport nr. 363. 46 s.

Fredshavn, J.R, m.fl. 2025a. Habitatdirektivets Artikel 17-rapportering. DCE - Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. - Videnskabelig rapport (under udarbejdelse).

Fredshavn, J.R. m.fl. 2025b. Størrelse og udvikling af fuglebestande i Danmark - 2025. Artikel 12-rapportering til Fuglebeskyttelsesdirektivet. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. - Videnskabelig rapport (under udarbejdelse).

Galatius, A., Teilmann, J., Dähne, M., Ahola, M., Westphal, L., Kyhn, L. A., Pawliczka, I., Olsen, M. T., & Dietz, R. 2020. Grey seal *Halichoerus grypus* recolonisation of the southern Baltic Sea, Danish Straits and Kattegat. - *Wildlife Biology* 2020: 00711.

Galatius, A., Dietz, R., Olsen, M.T., Teilmann, J. 2024a. Recolonisation of former habitat by harbour seals in southern Denmark despite intense anthropogenic activity. - *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 104: e85.

Galatius, A., Olsen, M. T., Allentoft-Larsen, M., Balle, J. D., Kyhn, L. A., Sveegaard, S., & Teilmann, J. 2024b. Evidence of distribution overlap between Atlantic and Baltic grey seals. - Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 104: e30.

Gevers, J., Høye, T.T., Topping, C.J., Glemnitz, M. & Schroeder, B. 2011. Biodiversity and the mitigation of climate change through bioenergy: impacts of increased maize cultivation on farmland wildlife. - Gcb Bioenergy 3: 472-482.

Green, M., Haas, F. & Lindström, Å. 2024. Övervakning av fåglarnas populationsutveckling. Årsrapport för 2023. Rapport, Biologiska Institutionen, Lunds universitet. 80 pp.

Green, R.E. & Pain, D.J. 2016. Possible effects of ingested lead gunshot on populations of ducks wintering in the UK. Ibis 158: 699-710.

Grell, M.B. 1998. Fuglenes Danmark. De danske fugles udbredelse, tæthed, bestandsforhold og udviklingstendenser 1971-1996 baseret på resultaterne af Dansk Ornitologisk Forenings landsdækkende kortlægning i 1993-96. - Gads Forlag og Dansk Ornitologisk Forening. 825 s.

Guillemain, M., Aubry, P., Folliot, B., Caizergues, A. 2017. Estimation des tableaux de chasse de canards en France pour la saison 2013-2014. - Faune sauvage 314: 22-28.

Haas, F. & Nilsson, L. 2018. Inventeringar av rastande och övervintrande sjöfåglar, och gäss i Sverige. Årsrapport för 2017/2018. - Biologiska institutionen, Lunds Universitet, 50 s.

Haas, F., Kampe-Persson, H. & Nilsson, L. 2023. Inventering av höstrastande och övervintrande gäss i Sverige – årsrapport för 2022. Biologiska institutionen, Lunds universitet.

Hansen J.W., Lønborg, C. & Høgslund S. (red.) 2024. Marine områder 2023. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. - Videnskabelig rapport fra DCE nr. 632. 201 s.

Härkönen, T., Dietz, R., Reijnders, P., Teilmann, J., Harding, K., Hall, A., Brasseur, S., Siebert, U., Goodman, S.J., Jepson, P.D., Rasmussen, T.D. & Thompson, P. 2006. A review of the 1988 and 2002 phocine distemper virus epidemics in European harbour seals. Diseases of Aquatic Organisms, 68: 115-130.

Härkönen, T., Brasseur, S., Teilmann, J., Vincent, C., Dietz, R., Abt, K., Reijnders, P., Thompson, P., Harding, K. & Hall, A. 2007. Status of grey seals along mainland Europe from the Southwestern Baltic to France. - NAMMCO Scientific Publications 6: 57-68.

Hearn, R.D., Harrison, A.L. & Cranswick, P.A. 2015. International Single Species Action Plan for the Conservation of the Long-tailed Duck (*Clangula hyemalis*). AEW Technical Series No. 57. Bonn, Germany.

Heinicke, T. 2010. Tundra Bean Goose Anser fabalis rossicus during spring migration in northern Sweden – rare visitor or regular passage migrant? - Ornis Svecica 20: 174-183.

HELCOM. 2018. Annual Report on Discharges Observed during Aerial Surveillance in the Baltic Sea. Baltic Marine Environment Protection Commission: Helsinki, Finland, 2018.

HELCOM. 2023. Population trends and abundance of seals. HELCOM core indicator report. Online. https://indicators.helcom.fi/wp-content/uploads/2023/04/Population-trends-and-abundance-of-seals-Harbour-seals_Final_April_2023-1.pdf

Heldbjerg, H., Jensen, G. H., Madsen, J., Koffijberg, K., Langendoen, T., & Nagy, S. 2020. Greylag Goose Northwest/Southwest European population status report 2016-2019. AEWA European Goose Management Platform Data Centre. https://egmp.aewa.info/sites/default/files/meeting_files/documents/AEWA_EGM_IWG_5_13_GG_Status_Report.pdf

Heldbjerg, H., Pedersen, C. L., Therkildsen, O. R., Bregnballe, T., Ettrup, H., Kahlert, J., Vikstrøm, T. & Fox, A. D. 2023. The lure of the big city: smaller Danish rookeries are increasingly associated with urban land cover. - Urban Ecosystems 26(5): 1355-1366.

Heldbjerg, H., Bregnballe, T., Pedersen, C. L., Andersen, N., Ettrup, H., Kahlert, J. Vikstrøm, T. Therkildsen, O.R. & Fox, A. D. 2024. Rågen er i stigende grad en byfugl, selv om de fleste stadig yngler i det åbne land. Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift, 118(3), 113-123.

Henriksen, K. 1991. Status og bestandsudvikling for stor regnspove (*Numenius arquata*) i Nordeuropa. - Danske Vildtundersøgelser nr. 46. 48 s.

Heydon, M.J. & Reynolds, J.C. 2000a. Demography of rural foxes (*Vulpes vulpes*) in relation to cull intensity in three contrasting regions of Britain. - Journal of Zoology 251, 265-276.

Heydon, M.J. & Reynolds, J.C. 2000b. Fox (*Vulpes vulpes*) management in three contrasting regions of Britain, in relation to agricultural and sporting interests. Journal of Zoology 251, 237-252.

Holm, T.E., Laursen, K. & Clausen, P. 2011. Adjacent hunting can affect feeding ecology and distribution of Coot *Fulica atra* autumn staging in shooting-free areas. - Bird Study 58: 321-329.

Holm, T. E. & Nielsen, R. D. 2014. Dødelighed hos ringdueunger som konsekvens af jagtlig regulering af forældrefugle. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 6 s.

Holm, T.E., Clausen, P., Nielsen, R.D., Bregnballe, T., Petersen, I.K., Mikkelsen, P. & Bladt, J. 2018. Fugle 2018. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. - Videnskabelig rapport nr. 261. 136 s.

Holm, T.E., Nielsen, R.D., Clausen, P., Bregnballe, T., Clausen, K.K., Petersen, I.K., Sterup, J., Balsby, T.J.S., Pedersen, C.L., Mikkelsen, P. & Bladt, J. 2021. Fugle 2018-2019. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. Videnskabelig rapport nr. 420. 196 s.

IUCN. 2007. [Temple, H.J. & Terry, A.]. The status and distribution of European mammals. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.

IUCN. 2012a. Guidelines for application of IUCN red list criteria at regional and national levels: Version 4.0. - Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

IUCN. 2012b. IUCN red list categories and criteria: Version 3.1. Second edition. - Gland, Switzerland and Cambridge, UK. IUCN.

IUCN. 2019. Guidelines for using the IUCN red list categories and criteria. Version 14. - <http://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf>.

IUCN. 2020. IUCN Policy Statement on Sustainable Use of Wild Living Resources https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/resrec-files/WCC_2000_RES_29_EN.pdf

IUCN. 2025. The IUCN Red List of Threatened Species. <https://www.iucnredlist.org>

Jensen, B. 2007. Vildkanin. I: H.J. Baagøe & T.S. Jensen: Dansk Pattedyratlas. Gyldendal, s. 104-107.

Jeppesen, A.S., Sunde, P. & Hansen, H.P. 2024. Fagligt grundlag for adaptiv forvaltningsplan for kron- og dådyr i Danmark. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. Teknisk rapport nr. 311. 66 s.

Joensen, A.H., Søndergaard, N.O., Hansen, E.B., 1976. Occurrence of seals and seal hunting in Denmark. Danish Review of Game Biology 10: 1-20.

Johnson, F. A., Zimmerman, G. S., Jensen, G. H., Clausen, K. K., Frederiksen, M., & Madsen, J. 2020. Using integrated population models for insights into monitoring programs: an application using pink-footed geese. - Ecological Modelling 415: 108869. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2019.108869>

Johnson, F. A., Eraud, C., Francesiaz, C., Zimmerman, G. S., & Koneff, M. D. 2024a. Using the R package popharvest to assess the sustainability of offtake in birds. - Ecology and Evolution 14(4): e11059. <https://doi.org/10.1002/ece3.11059>

Johnson, F.A., Sørensen, I.H., Baveco, H., Koffijberg, K., Germain, R. R., & Madsen, J. 2024b. Population Status and Assessment Report 2024. EGMP/AEWA, Bonn, Germany. https://egmp.aewa.info/sites/default/files/meeting_files/documents/AEWA_EGM_IWG_9_8_EGMP_Population_Status_and_Assessment_Report%202024_Final.pdf

Johnson, F. A., Sørensen, I. H., Baveco, H., Koffijberg, K., Germain, R. R. & Madsen, J. 2024c. European Goose Management Platform. 70 p. (EGMP Technical Report, Vol. 22).

Jørgensen, H.E. 2017. Yngleforekomsten af Spidsand i Østdanmark 1970-2010. - Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift 111: 59-65.

Kahlert, J., Fox, A.D., Heldbjerg, H., Asferg, T. & Sunde, P. 2015. Functional response of human hunters to their prey – Why harvest statistics may not always reflect changes in prey population abundance. – *Wildlife Biology* 21: 294-302.

Kanstrup, N. 2020. Data for CHR-registrerede andehold i Danmark. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. - Fagligt notat nr. 90. 6 s.

Kanstrup, N. 2024. The transition to non-lead ammunition: an essential and feasible prerequisite for sustainable hunting in modern society. Aarhus University, Department of Ecoscience. 164 pp. Link to online version: https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Eksterne_udgivelser/BlyBog.pdf

Kanstrup, N., Heldbjerg, H. & Christensen, T.K. 2024. Videnshuller i forvaltningen af udsætning af jagtvildt. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. – Fagligt notat nr. 2024 | 66. 27 s.

Kanstrup, N., Sunde, P. & Christensen, T.K. 2025. Datagrundlag for vurdering af jagttid på rådyr, har og agerhøne. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. -Fagligt notat nr. 2025 | 15. 15 s.

Karp, D. & Gehr, B. 2020. Bad hare day: very low survival rate in brown hare leverets. *Wildlife Biology* 2020: wlb.00645

Keller, V., Herrando, S., Voříšek, P., Franch, M., Kipson, M., Milanese, P., Martí, D., Anton, M., Klvaňová, A., Kalyakin, M.V., Bauer, H.-G. & Foppen, R.P.B. 2020. European Breeding Bird Atlas 2: Distribution, Abundance and Change. European Bird Census Council & Lynx Edicions, Barcelona.

Kjørboe, T. 1980. Distribution and production of submerged macrophytes in Tipper Grund (Ringkøbing Fjord, Denmark), and the impact of waterfowl grazing. – *Journal of Applied Ecology* 17: 675-687.

Kleefstra R., Bregnballe T., Frikke J., Günther K., Hälterlein B., Hansen M.B., Hornman M., Ludwig, J., Meyer, J. & Scheiffarth G. 2022. Trends of Migratory and Wintering Waterbirds in the Wadden Sea 1987/1988 - 2019/2020. - Wadden Sea Ecosystem No. 41. Common Wadden Sea Secretariat, Expert Group Migratory Birds, Wilhelmshaven, Germany. 62 s.

Krog, J.S., Hansen, M.S., Holm, E., Hjulsager, C.K., Chriél, M., Pedersen, K., Andresen, L.O., Abildstrøm, M., Jensen, T.H., Larsen, L.E. 2015. Influenza A (H10N7) virus in dead harbor seals, Denmark. – *Emerging Infectious Diseases* 21E: <http://dx.doi.org/10.3201/eid2104.141484>

Kurvinen, L., Kilpi, M., Nordström, M. & Öst, M. 2016. Drivers of decline and changed nest-site preference of the Baltic eider: an island-level analysis from south-west Finland. - *Ornis Fenn.* 93: 55-66

Kyhn, L., Dietz, R., Nabe-Nielsen, J., Galatius, A., Teilmann, J., Siebert, U., & Nachtsheim, D. 2024. North Sea Energy Island - Satellite Tagging of marine mammals - technical report. Energinet Eltransmission.

Larsen, T.R. 2012. Kanon kaninjagt. – *Jæger* 21 (3): 12-15.

Larsson, K. & Tyden, L. 2005. Effects of oil spills on wintering Long-tailed Ducks *Clangula hyemalis* at Hoburgs bank in central Baltic Sea between 1996/97 and 2003/04. *Ornis Svec.* 15, 161–171.

Lauridsen, T.L., Bruhn, D., Clausen, P., Andersen, L.H., Pertoldi, C., Jeppesen, E. Søndergaard, M., Levy, E., Fox, A.D., Balsby, T.J.S., Bahrndorff, S., He, H., Pedersen, C.L. & Nielsen, H.H. 2021. Udvikling af en forvaltningsstrategi, der tilgodeser hele økosystemet i De Østlige Vejler. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. - Videnskabelig rapport nr. 428. 184 s.

Laursen, K., Kahlert, J. & Frikke, J. 2005. Factors affecting escape distances of staging waterbirds. - *Wildlife Biology* 11: 13-19.

Laursen, K. & Frikke, J. 2006. Assessment of sustainable management of staging waterbirds in the Danish Wadden Sea. - *Wildfowl* 56: 152-171.

Laursen, K. & Frikke, J. 2013. Rastende vandfugle i Vadehavet 1980 – 2010. Status, beskyttelse, benyttelse og påvirkninger. - *Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift* 107: 1-184.

Laursen, K. & Møller, A.P. 2014. Long-term changes in nutrients and mussel stocks are related to numbers of breeding Eiders *Somateria mollissima* at a Large Baltic Colony. - *PLoS ONE* 9: e95851

Lehikoinen, A., Christensen, T.K., Öst, M., Kilpi, M., Saurola, P. & Vattulainen, A. 2008. Large-scale change in the sex-ratio of a declining eider *Somateria mollissima* population. - *Wildlife Biology* 14: 288–301.

Lehikoinen, A., Jaatinen, K., Vahatalo, A.V., Clausen, P., Crowe, O., Deceuninck, B., Hearn, R., Holt, C.A., Hornman, M., Keller, V., Nilsson, L., Langendoen, T., Tomankova, I., Wahl, J. & Fox, A.D. 2013. Rapid climate driven shifts in wintering distributions of three common waterbird species. - *Global Change Biology* 19: 2071–2081, doi: 10.1111/gcb.12200

Lehikoinen, P., Alhainen, M., Frederiksen, M., Jaatinen, K., Juslin, R., Kilpi, M., Mikander, N., & Nagy, S. 2022. *International Single Species Action Plan for the Conservation of the Common Eider: Baltic, North & Celtic Seas Population, Norway & Russia Population, Svalbard & Franz Josef Land Population. Somateria m. mollissima and S. m. borealis.* (AEWA Technical Series; No. 75). UNEP, AEWA. <https://www.unep-aewa.org/en/publication/international-single-species-action-plan-conservation-common-eider>

Liljebäck, N., Bergqvist, G., Elmberg, J., Haas, F., Nilsson, L., Lindström, Å. & Månsson, J. 2021. Learning from long time series of harvest and population data: Swedish lessons for European goose management. *Wildlife Biology*: wbl.00733, doi: 10.2981/wlb.00733.

Liu, X., Rønhøj, S.S, Granquist, S.M., Rosing-Asvid, A., Dietz, R., Teilmann, J., Galatius, A., Cammen, K., O'Corry-Crowe, G., Harding, K., Härkönen, T., Hall, A., Carroll, E.L., Kobayashi, Y., Hammill, M., Stenson, G., Kirstine, F.A., Lydersen, C., Kovacs, K.M., Andersen, L.W., Hoffman, J.I., Goodman, S.J., Vieira, F.G., Heller, R., Moltke, I., Olsen, M.T. 2022. Origin and expansion of the world's most widespread pinniped: Range-wide population genomics of the harbour seal (*Phoca vitulina*). *Mol Ecol.* 2022 Mar;31(6):1682-1699. doi: 10.1111/mec.16365. Epub 2022 Feb 9. PMID: 35068013; PMCID: PMC9306526.

Lorentsen, S.-H., Anker-Nilssen, T., Barrett, R. T. & Systad, G.H. 2021. Population status, breeding biology and diet of Norwegian Great Cormorants. - *Ardea* 109: 299-312. <https://doi.org/10.5253/arde.v109i2.a4>

Lundström, K. 2024. Rikstäckande inventering av häckande storskarv (*Phalacrocorax carbo*) i Sverige 2023. *Aqua notes* 2024:7. Uppsala: Sveriges lantbruksuniversitet. <https://doi.org/10.54612/a.6tcqoqona2>

Lyngs, P. 1992. Ynglefuglene på Græsholmen, 1925-90. - *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 86: 1-93.

Madsen, J. 1998. Experimental refuges for migratory waterfowl in Danish wetlands. II. Tests of hunting disturbance effects. - *Journal of Applied Ecology* 35: 398-417.

Madsen, J. 2021. Jagttidsrevision for udvalgte arter 2022. Målsætninger for vildtbestande - en opdatering. - Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 20 s.

Madsen, J., Hounisen, J.P., Bøgebjerg, E. & Jørgensen 1995. Rastende bestande af fugle i forsøgsreservaterne. Danmarks Miljøundersøgelser- Faglig rapport fra DMU nr. 132. 40 s.

Madsen, A.B., Sørensen, V., Asferg, T. & Baagøe, H.J. 2007. Husmår. - I: Baagøe, H.J. & Jensen, T.S.: *Dansk Pattedyratlas*. - Gyldendal, s. 202-205.

Madsen, J., Bunnefeld, N., Nagy, S., Griffin, C., Defos du Rau, P., Mondain-Monval, J.Y., Hearn, R., Czajkowski, A., Grauer, A., Merkel, F.R., Williams, J.H., Alhainen, M., Guillemain, M., Middleton, A., Christensen, T.K. & Noe, O. 2015. Guidelines on Sustainable Harvest of Migratory Waterbirds. AEWA Conservation Guidelines No. 5, AEWA Technical Series No. 62. Bonn, Germany

(PDF) *Guidelines on Sustainable Harvest of Migratory Waterbirds. AEWA Conservation Guidelines No. 5. (2015).* https://www.researchgate.net/publication/305771416_Guidelines_on_Sustainable_Harvest_of_Migratory_Waterbirds_AEWA_Conservation_Guidelines_No_5_2015

Madsen, A.B., Christensen, T.K., Madsen, J., Balsby, T.J.S.B., Bregnballe, T., Clausen, K.K., Clausen, P., Elmeros, M., Fox, A.D., Frederiksen, M., Hansen, H.P., Haugaard, L., Heldbjerg, H., Mayer, M., Mikkelsen, P., Nielsen, R.D., Pedersen, C.L., Pedersen, I.K., Sterup, J. & Therkildsen, O.R. 2021. Vildtbestande og jagttider i Danmark. Det biologiske grundlag for jagttidsrevisionen 2022. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. - Videnskabelig rapport nr. 434. 168 s.

Madsen, J. 2025. Jagttidsrevision for udvalgte arter 2026. Målsætninger og kriterier for vildtbestande - en opdatering, - Fagligt notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. In prep.

Marchowski, D., Jankowiak, Ł., Ławicki, Ł., Wysocki, D., & Chylarecki, P. 2019. Fishery bycatch is among the most important threats to the European population of Greater Scaup *Aythya marila*. - *Bird Conservation International*. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0959270919000492>

Marchowski, D., Ławicki, Ł., Fox, A.D., Nielsen, R.D., Petersen, I.K., Hornman, M., Nilsson, L., Haas, F. Wahl, J., Kieckbusch, J., Nehls, H.W. Calbrade, N., Hearn, R., Meissner, W., Fitzgerald, N., Luigujoe, L., Zenatello, M., Gaudard, C & Koschinski, S. 2020. Effectiveness of the European Natura 2000 network to sustain a specialist wintering waterbird population in the face of climate change. - Scientific Reports 10: 20286. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-77153-4>

Marjakangas, A., Alhainen, M., Fox, A.D., Heinicke, T., Madsen, J., Nilsson, L. & Rozenfeld, S. (Compilers) (2015). International single species action plan for the conservation of the taiga bean goose *Anser fabalis fabalis*. - AEWA Technical Series. Bonn, Germany. 95 s.

Mayer, M. & Sunde, P. 2020a. Colonization and habitat selection of a declining farmland species in urban areas. - Urban Ecosystems 23:543-555.

Mayer, M. & Sunde, P. 2020b. The role of maize cultivation on European hare abundance. - Agriculture, Ecosystems & Environment 295: 106909.

Mayer, M., Ullmann, W., Sunde, P., Fischer, C. & Blaum, N. 2018. Habitat selection by the European hare in arable landscapes: The importance of small-scale habitat structure for conservation. - Ecology and Evolution 8: 11619-11633.

Mayer, M., Ullmann, W., Heinrich, R., Fischer, R., Blaum, N. & Sunde, P. 2019. Seasonal Effects of Habitat Structure and Weather on the Habitat Selection and Home Range Size of a Mammal in Agricultural Landscapes. - Landscape Ecology 34: 1-16.

McConnell, B., Lonergan, M. & Dietz, R. 2012. Interactions between seals and offshore wind farms. The Crown Estate, 41 pages. ISBN: 978-1-906410-34-6.

Meléndez-Arteaga, J., T. Bregnballe, & M. Frederiksen. 2022. Identifying spatial drivers of long-term population growth in three large gull species: the importance of mink farms and urban areas. - Avian Conservation and Ecology 17: 10. <https://doi.org/10.5751/ACE-02233-170210>

Meltofte, H. 1993. Vadfugletrækket gennem Danmark. De involverede bestande, deres træktider og trækstrategier. - Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift 87: 1-180.

Meltofte, H, Laursen, K. & Amstrup, O. 2009. Markant stigning i antallet af rastende og overvintrende Storspover i Danmark efter fredning og klimamildning. - Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift 103: 99-113.

Meltofte, H. & Clausen, P. 2011. Svømmefuglene på Tipperne 1929-2007. - Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift 105: 1-120.

Meltofte, H. & Preuss, N.O. 2012. Ynglende vandfugle på Rågå 1974-2000. - Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift 106: 1-44.

Meltofte, H. & Clausen, P. 2016. Trends in staging waders on the Tipperne Reserve, western Denmark, 1929-2014. - Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift 110: 1-72.

MELU-SH 2023. Jahresbericht 2023. Zur biologischen Vielfalt Jagd und Artenschutz. Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt, Natur und Digitalisierung des Landes Schleswig-Holstein, Kiel.

Mikkelsen, C.V., Uldal, C. & Jørgensen, R. 2022. Forvaltningsplan for skarv. – Miljøstyrelsen, Miljøministeriet, 69 s. <https://mst.dk/media/240118/forvaltningsplan-for-skarv-2022-03-03-final.pdf>

Miljø- og Energiministeriet 2000. Bekendtgørelse om jagtmåder og jagtredskaber (Bek. nr. 182 af 11. marts 2000).

Miljøministeriet 2007. Bekendtgørelse om udsætning af vildt, jagtmåder og jagtredskaber (Bek. nr. 870 af 4. juli 2007).

Miljø- og Fødevareministeriet 2017. Bekendtgørelse om udsætning af vildt, jagtmåder og jagtredskaber (Bek. nr. 1652 af 19. december 2017).

Miljøministeriet 2023. Vandområdeplanerne 2021–2027. <https://mim.dk/media/235205/vandomraadeplanerne-2021-2027-22-9-2023.pdf>.

Miljøstyrelsen 2020. Forvaltningsplan for sæler 2020. <https://edit.mst.dk/media/413ewlsj/forvaltningsplan-for-saeler-2020.pdf>

Moeslund, J.E., Nygaard, B., Ejrnæs, R., Bell, N., Bruun, L.D., Bygebjerg, R., Carl, H., Damgaard, J., Dylmer, E., Elmeros, M., Flensted, K., Fog, K., Goldberg, I., Gønget, H., Helsing, F., Holmen, M., Jørum, P., Lissner, J., Læssøe, T., Madsen, H.B., Misser, J., Møller, P.R., Nielsen, O.F., Olsen, K., Sterup, J., Søchting, U., Wiberg-Larsen, P. og Wind, P. 2019. Den danske Rødliste. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. www.redlist.au.dk

Moeslund, J.E., Nygaard, B., Ejrnæs, R., Alstrup, V., Baagøe, H.J., Bell, N., Bruun, L.D., Bygebjerg, R., Carl, H., Christensen, M., Damgaard, J., Dylmer, E., Elmeros, M., Flensted, K., Fog, K., Goldberg, I., Gønget, H., Heilmann-Clausen, J., Helsing, F., Holm, M.F., Holmen, M., Jørgensen, G.P., Jørum, P., Karsholt, O., Larsen, M.N., Lissner, J., Læssøe, T., Madsen, H.B., Martin, O., Misser, J., Møller, P.R., Nielsen, O.F., Olsen, K., Sterup, J., Schmidt, H.T., Søchting, U., Teilmann, J., Thomsen, P.F., Tolsgaard, S., Vedel-Smith, C., Vesterholt, J., Wiberg-Larsen, P. og Wind, P. 2023. Den Danske Rødliste. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. www.redlist.au.dk

Mollerup, I-M., Bjørneset, J., Krock, B., Jensen, T.H., Galatius, A., Dietz, R., Teilmann, J., van den Brand, J.M.A, Osterhaus, A., Kokotovic, B. Lundholm, N. & Olsen, M.T. 2024. Did algal toxin and Klebsiella infections cause the unexplained 2007 mass mortality event in Danish and Swedish marine mammals? - Science of The Total Environment 914: 169817.

Moshøj, C.M., Eskildsen, D.P., Jørgensen, M.F. & Vikstrøm, T. 2018. Overvågning af de almindelige fuglearter i Danmark 1975-2017. Årsrapport for Punkttællingsprogrammet. Dansk Ornitologisk Forening.

Naturstyrelsen. 2013. Forvaltningsplan for hare. Naturstyrelsen, Miljøministeriet.

Nielsen, R.D., Holm, T.E., Clausen, P., Bregnballe, T., Clausen, K.K., Petersen, I.K., Sterup, J., Balsby, T.J.S., Pedersen, C.L., Mikkelsen, P. & Bladt, J. 2019. Fugle 2012-2017. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 264 s. - Videnskabelig rapport nr. 314 <http://dce2.au.dk/pub/SR314.pdf>

Nielsen, R. D., Holm, T. E., Clausen, P., Sterup, J., Pedersen, C. L., Clausen, K. K., Bregnballe, T., Thomsen, H. M., Balsby, T. J. S., Petersen, I. K., Mikkelsen, P., Dalby, L., & Møllerup, K. A. 2024. Fugle 2018-2023: NOVANA. Aarhus University, DCE - Danish Centre for Environment and Energy. Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi No. 633 <https://novana.au.dk/fugle/2018-2023>

Nilsson, L. & Haas, F. 2016. Distribution and numbers of wintering waterbirds in Sweden in 2015 and changes during the last fifty years. - *Ornis Svecica* 26: 3-54.

Nilsson, L. & Kampe-Persson, H. 2020. Changes in numbers of staging and wintering geese in Sweden: 1977/78-2019/20. *Wildfowl* 70, 107-126.

NINA. 2025. Norsk hekkefuglovervåking, Resultater 2006-2024. Norsk Institutt for Naturforskning & BirdLife Norway. <https://hekkefugloevervakingen.nina.no/hekkefugl/Ringdue>

Noer, H., Asferg, T., Clausen, P., Olesen, C.R., Bregnballe, T., Laursen, K., Kahlert, J., Teilmann, J., Christensen, T.K. & Haugaard, L. 2009. Vildtbestande og jagttider i Danmark. Det biologiske grundlag for jagttidsrevisionen 2010. - Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. - Faglig rapport fra DMU, nr. 742. 288 s.

Nordström, M., Högmänder, J., Nummelin, J., Laine, J., Laanetu, N & Korpimäki, E. 2002. Variable responses of waterfowl breeding populations to long-term removal of introduced American mink. - *Ecography* 25: 385-394.

Olesen, C.R., Asferg, T. & Forchhammer, M.C. 2002. Rådyret – fra fåtalligt til almindelig. TEMA-rapport fra DMU, 39/2002. https://www2.dmu.dk/1_viden/2_publicationer/3_temareporter/rapporter/tema_39_2002_ny2.pdf

Olesen, C.R., Madsen, T.L., Sunde, P. & Haugaard, L. 2009. Kronvildt og råvildts reaktionsmønster ved jagt. I: N. Kanstrup, T. Asferg, M. Flinterup, B.J. Thorsen & T.S. Jensen: Vildt & Landskab. Resultater af 6 års integreret forskning i Danmark 2003-2008.

https://www.e-pages.dk/hobo/files/vildt_og_landskab_final_ipaper.pdf

Olsen, M. T., Andersen, L. W., Dietz, R., Teilmann, J., Härkönen, T., & Siegmund, H. R. 2014. Integrating genetic data and population viability analyses for the identification of harbour seal (*Phoca vitulina*) populations and management units. *Molecular Ecology*, 23(4), 815-831. <https://doi.org/10.1111/mec.12644>

Olsen, M.T., Galatius, A. & Härkönen, T. 2018. 'The history and effects of seal-fishery conflicts in Denmark', *Marine Ecology Progress Series*, bind 595, s. 233-243. <https://doi.org/10.3354/meps12510>

Pagh, S., Chriel, M., Madsen, A.B., Jensen, T-L.W., Elmeros, M., Asferg, T. & Hansen, M.S. 2018. Increased reproductive output of Danish red fox females following an outbreak of canine distemper. *Canid Biology & Conservation* 21, 12-20.

PECBMS. 2023. Pan-European common bird monitoring scheme. <https://pecbms.info/trends-and-indicators/species-trends/species/columba-palumbus/?search=columba%20palu>

Pedersen, R. B. & Midtgaard, L. 2024. Bestandsestimater og monitoring af kronhjorteudbyttet 23/24. DJ-fagnotat. ISBN: 978-87-93612-12-09. https://www.jaegerforbundet.dk/media/23909/fagrapport-bestandsestimater-og-monitoring-af-kronhjorteudbytte-2023-24_ny.pdf

Pedersen, R.B., Jacobsen, Z. & Midtgaard, L. 2025. Notat vedr. overvågning af agerhøns, resultater 2013-2020 og 2021-2024. Danmarks Jægerforbund: [250109-rbp-lmi-zja-notat-overvagning-agerhons.pdf](https://www.jaegerforbundet.dk/media/250109-rbp-lmi-zja-notat-overvagning-agerhons.pdf)

Petersen, I.K. & Fox, A.D. 2009. Faktorer der påvirker fordelingen af sortænder i fældningsperioden i Ålborg Bugt. Rapport fra Aarhus Universitet, Institut for Bioscience til Vattenfall A/S. 20 pp.

Petersen, I.K. & Nielsen, R.D. 2011. Abundance and distribution of selected water-bird species in Danish marine areas. - Report commissioned by Vattenfall A/S. Aarhus University, DCE - Danish Centre for Environment and Energy. 62 s.

Petersen, I.K., MacKenzie, M., Rexstad, E., Wisz, M. & Fox, A.D. 2011. Comparing pre- and post-construction distributions of long-tailed ducks *Clangula hyemalis* in and around the Nysted offshore wind farm, Denmark: a quasisigned experiment accounting for imperfect detection, local surface features and autocorrelation. - CREEM Technical Report 2011-1.

Petersen, I.K., Nielsen, R.D. & Mackenzie, M.L. 2014. Post-construction evaluation of bird abundances and distributions in the Horns Rev 2 offshore wind farm area, 2011 and 2012. Report commissioned by DONG Energy. Aarhus University, DCE - Danish Centre for Environment and Energy. 51 pp.

Petersen, I.K., Clausen, P., Nielsen, R.D. & Laursen, K. 2016. Tilvejebringelse af måltal for dykænder i seks danske Fuglebeskyttelsesområder - Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi af 22. februar 2016. 23 pp.

Petersen, H.H., Al-Sabi, M.N.S., Enemark H.L., Kapel, C.M.O., Jørgensen, J.A. & Chriel, M. 2018. *Echinococcus multilocularis* in Denmark 2012-2015: high local prevalence in red foxes. *Parasitology Research* 117, 2577-2584.

Petersen, I.K., Mackenzie, M.L. & Scott-Hayward, L.A.S. 2018. Long-term impacts on Long-tailed Duck distributions resulting from the construction of the Rødsand II and Nysted offshore wind farms, Denmark. Aarhus University, DCE - Danish Centre for Environment and Energy, 20 pp. Technical Report from DCE - Danish Centre for Environment and Energy No. 120. <http://dce2.au.dk/pub/TR120.pdf>

Petersen, I.K., Sørensen, I.H., Nielsen, R.D., Fox, T. & Christensen, T.K. 2019. Status for overvintrende fløjlsænder og havlitter i danske farvande. En analyse af bestandsudviklingen og årsager til forandringer. Aarhus Universitet,

DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi samt Danmarks Jægerforbund, 52 s. - Videnskabelig rapport nr. 336.

Piersma, T., Rogers, K.G., Boyd, H., Brunskoeke, E.J. & Jukema, J. 2005. Demography of Eurasian golden plover *Pluvialis apricaria* staging in the Netherlands, 1949-2000. – *Ardea* 93: 49-64.

Pihl, S. 2000. Vinterklimaets indflydelse på bestandsudviklingen hos overvintrende kystnære vandfugle i Danmark 1987-1996. – *Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift* 94: 73-89.

Polakowski, M., Broniszewska, M., Jankowiak, Ł. & Fox, A.D. 2023. Food on a plate: Wild geese maintain higher food intake rates on uniform winter cereals fields versus diverse grasslands. *Science of The Total Environment* 898, 165447.

Powolny, T., Jensen, G.H., Nagy, S., Czajkowski, A., Fox, A.D., Lewis, M., Madsen, J. (Compilers) 2018. AEWA International Single Species Management Plan for the Greylag Goose (*Anser anser*) - Northwest/Southwest European population. AEWA Technical Series No. 71. Bonn, Germany.

Rasmussen, A.M., Madsen, A.B., Asferg, T., Jensen, B., Rosengaard, M. 1986. Undersøgelser over husmåren (*Martes foina*) i Danmark. *Danske Vildtundersøgelser* 41, Vildtbiologisk Station.

Rasmussen, L.M., Meltofte, H., Laursen, K. & Amstrup, O. 2010. Hjejler og viber i Danmark i oktober 2008. – *Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift* 104: 111-119.

Riisager-Pedersen, C. 2017. Marine mammal management in light of ecotourism. MSc Thesis, University of Copenhagen, 107 pp.

Robinson, J.A. 1999. Migration and morphometrics of the Red-breasted Merganser *Mergus serrator* in northern Eurasia and the implications for conservation of this species in Britain and Ireland. – *Wildfowl* 50:139-148.

Romig, T. & Wassermann, M. 2024. *Echinococcus* species in wildlife. *International Journal for Parasitology: Parasites and Wildlife* 23, e100913.

Saeed, I., Maddox-Hyttel, C., Monrad, J. & Kapel, C.M.O. 2006. Helminths of red foxes (*Vulpes vulpes*) in Denmark. *Veterinary Parasitology* 139, 168-179.

Sakhvon, V. & Kövér, L. 2020. Distribution and habitat preferences of the urban Woodpigeon (*Columba palumbus*) in the north-eastern breeding range in Belarus. *Landscape and Urban Planning* 201, 103846.

SAS/STAT software Vers 9.4, SAS Institute, Cary, NC (www.sas.com).

Saurola, P., Valkama, J. & Velmala, W. 2013. The Finnish bird ringing atlas. Vol. I. – Finnish Museum of Natural History LUOMUS & Ministry of Environment. 549 s.

Schai-Braun, S.C., Kowalczyk, C., Klansek, E. & Hackländer, K. 2019. Estimating sustainable harvest rates for European hare (*Lepus Europaeus*) populations. *Sustainability* 11:2837.

Schwemmer, P., Mendel, B., Sonntag, N., Dierschke, V. & Garthe, S. 2011. Effects of ship traffic on seabirds in offshore waters: implications for marine conservation and spatial planning. - *Ecological Applications* 21(5), pp. 1851-1860.

Scott, D.A. & Rose, P.M. 1996. Atlas of Anatidae populations in Africa and Western Eurasia. - Wetlands International, Wageningen, Holland. Wetlands International Publication No. 4.

Scott-Hayward, L., Petersen, I.K., MacKenzie, M., Pedersen, C.L., Isojuuno, S., Nielsen, R.D., Sterup, J., Thomsen, H.M. & Neergaard, R.S. 2024. Changes in the distribution and abundance of common scoter and diver species in the Horns Rev I, II and III offshore windfarm areas, Denmark. Bird distribution responses to wind farms, Horns Rev. Report by NIRAS and Aarhus University/DCE commissioned by Energinet.

SGAV. 2025. Indberet din udsætning af fasan, agerhøne og gråand. Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø, hjemmeside besøgt 10. marts 2025. <https://sgavmst.dk/natur-og-jagt/regulering-og-udsætning-af-vildt/udsætning-af-vildt/indberet-udsætning-af-fasan-agerhoene-og-graaand>

Skov, H., Heinänen, S., Žydelis, R., Bellebaum, J., Bzoma, S., Dagys, M., Durinck, J., Garthe, S., Grishanov, G., Hario, M., Kieckbusch, J.J., Kube, J., Kuresoo, A., Larsson, K., Luigujoe, L., Meissner, W., Nehls, H.W., Nilsson, L., Petersen, I.K., Roos, M.M., Pihl, S., Sonntag, N., Stock, A., Stipnicie, A. & Wahl, J. 2011. Waterbird Populations and Pressures in the Baltic Sea. - Report from Nordic Council of Ministers. TemaNord 2011:550. ISBN 978-92-893-2249-2

Smith, A.T & Johnston, C.H. 2008. *Lepus europaeus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T41280A10430693.

Smith, R.K., Jennings, N.V. & Harris, S. 2005. A Quantitative Analysis of the Abundance and Demography of European Hares *Lepus europaeus* in Relation to Habitat Type, Intensity of Agriculture and Climate. *Mammal Review* 35: 1-24.

Sonne, C., Vorkamp, K., Galatius, A., Kyhn, L.A., Teilmann, J., Bossi, R., Søndergaard, J., Eulaers, I., Desforges, J-P., Siebert, U. & Dietz, R. 2019. 'Human exposure to PFOS and mercury through meat from baltic harbour seals (*Phoca vitulina*)', *Environmental Research*, bind 175, s. 376-383. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.05.026>

Spina, F., Baillie, S.R., Bairlein, F., Fiedler, W. and Thorup, K. (Eds) 2022. The Eurasian African Bird Migration Atlas. <https://migrationatlas.org.EURING/CMS>.

Stæhr, P.A.U., Nielsen, L.T., Azhar, M., Göke, C., Huber, S., Christensen, J.P.A., Hansen, L.B., Stæhr, S.U., Krause-Jensen, D. 2024. Assessment of the areal distribution of submerged aquatic vegetation using remote sensing in Danish coastal waters. Integrated Marine Monitoring - analytical phase. Aarhus University, DCE - Danish Centre for Environment and Energy. - Scientific Report no. 596. 61 pp.

Sterup, J. & Bregnballe, T. 2025. Danmarks ynglebestand af skarver i 2024. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 41 s. - Teknisk rapport nr. 328.

Stokke, B.G., Dale, S., Jacobsen, K-O., Lislevand, T., Solvang, R. og Strøm, H. 2021. Fugler: Vurdering av sildemåke *Larus fuscus* for Norge. Rødlista for arter 2021. Artsdatabanken. Hentet 04.02.2025 <http://www.artsdatabanken.no/lister/rodlisterforarter/2021/28902>.

Strandberg, B., Andersen, P., Bruhn, A., Buur, H., Carl, H., Elmeros, M., Fox, A., Holmstrup, M., Kjær, C., Kristensen, H.V., Slotsbo, S., Strandberg, M.T., Wiberg-Larsen, P. 2023. Konsensus omkring vurdering af ikke-hjemmehørende arter i Danmark I. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 48 s. Teknisk rapport nr. 271.

Strandgaard, H. & Asferg, T. 1980. The Danish Bag Record II. Fluctuations and trends in the Game Bag Record in the years 1941-1976 and the geographical distribution of the bag in 1976. – *Danish Review of Game Biology* 11 (5). 112 s.

Sunde, P. & Asferg, T. 2011. Hare. Faglig baggrund for udarbejdelse af forvaltningsplan. Notat fra Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet.

Sunde, P. 2014. Analyse af tælledata af hare i Nordjylland 2011-13 med særlig reference til evaluering af mulige effekter af jagtfredning af harer i Himmerland 2010-2012. Notat fra Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet.

Sunde, P. & Asferg, T. 2014. How does harvest size vary with hunting season length? – *Wildlife Biology* 20: 176-184.

Sunde, P. & Haugaard, L. 2014. Bæredygtigt kron dyrforvaltning - Populationsbiologiske analyser af kron dyrbestandene på Oksbøl og Djursland med reference til jagtlig forvaltning. - Videnskabelig rapport fra DCE - National Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. Nr. 106. 76 sider.

Sunde, P., Balsby, T.J.S., Christensen, T.K, Hansen, J.L. & Mayer, M. 2023. Bestandsanalyse af danske rådyr. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 70 s. – Videnskabelig rapport nr. 542 <http://dce2.au.dk/pub/SR542.pdf>

Sørensen, I.H. & Heldbjerg, H. 2019. Tajga eller tundra? – sådan bidrager du til bedre forvaltning af sædgæs. *Jæger* 2019 (10).

Sørensen, I.H & Midtgaard, L. 2021. Markvildtindsatsens resultater 2013-2020. Notat fra Danmarks Jægerforbund. 12 s. <https://www.jaegerforbundet.dk/media/16606/210108-ihs-lmi-notat-markvildt.pdf>

Söderquist, P., Gunnarsson, G., Elmberg, J. & Dessborn, L. 2021. Survival of wild and farmed-released mallards: the Swedish example. *Eur J Wildl Res* 67, 19. <https://doi.org/10.1007/s10344-021-01465-7>

Tegelström, H. & Sjöberg, G. 1995. Introduced Swedish Canada geese (*Branta canadensis*) have low levels of genetic variation as revealed by DNA fingerprinting. *Journal of Evolutionary Biology* 8, 195-207.

Therkildsen, O.R. & Bregnballe, T. 2016. De store måger: Bestandenes udvikling og mulige værktøjer til håndtering af konflikter. – Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 11 s.

Thorup, O. 1998. Ynglefuglene på Tipperne 1928-1992. Bestandenes størrelse og ynglemuligheder i relation til skiftende driftsformer, prædation, fugtighedsforhold og vandmiljø. - Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift 92: 1-192.

Thorup, O. 2018. Population sizes and trends of breeding meadow birds in Denmark. Wader Study 125(3): 175-189.

Tjørnløv, R. S., Pradel, R., Choquet, R., Christensen, T. K., & Frederiksen, M. 2019. Consequences of past and present harvest management in a declining flyway population of common eiders *Somateria mollissima*. *Ecology and Evolution*, 9(22), 12515-12530. <https://doi.org/10.1002/ece3.5707>

Tjørnløv, R.S., Ens, B.J, Öst, M., Jaatinen, K., Karell, P., Larsson, R., Christensen, T.K. & Frederiksen, M. 2020. Drivers of Spatiotemporal Variation in Survival in a Flyway Population: A Multi-Colony Study. - *Frontiers in Ecology and Evolution*. 8, Artikel nr. 566154.

Tougaard, J., Teilmann, J., and Tougaard, S. 2008. Harbour seal spatial distribution estimated from Argos satellite telemetry: overcoming positioning errors. *Endangered Species Research*, 4: 113-122.

van Neer, A., Jensen, L.F. & Siebert, U. 2015. Grey seal (*Halichoerus grypus*) predation on harbour seals (*phoca vitulina*) on the island of Helgoland, Germany. *Journal of Sea Research* 97: 1-4. <http://dx.doi.org/10.1016/j.seares.2014.11.006>

Vanhatalo, J., Vetemaa, M., Herrero, A., Aho, T., Tiilikanen, R. 2014. By-catch of grey seals (*Halichoerus grypus*) in Baltic fisheries – a Bayesian analysis of interview survey. *PLOS One* 9(11): e113836.

Vejdirektoratet. 2020. Faunapassager – en vejledning. Vejregler. <https://vejregler.dk>

Vikstrøm, T. & Moshøj, C.M. 2020. Fugleatlas. De danske ynglefugles udbredelse 2014-2017. Dansk Ornitologisk Forening. Lindhardt og Ringhof. 840 s.

Vikstrøm, T., D.P. Eskildsen & M.F. Jørgensen. 2023: Overvågning af de almindelige fuglearter i Danmark 1975-2023. Årsrapport for Punkttællingsprogrammet. Dansk Ornitologisk Forening. https://www.dof.dk/images/projekter/punkttaelling/dokumenter/Punkttaellingsrapport_2023.pdf

Vildtudbyttestatistikken. 2025. Vildtudbyttet online. DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. <https://fauna.au.dk/jagt-og-vildtforvaltning/vildtudbytte/udbyttet-online-siden-1941/soejlediagram>

Wetlands International. 2022. Waterbird Population Estimates. AEWA Conservation Status Report 8 (CSR 8) bestandsestimater. - Wetlands International. <http://wpe.wetlands.org>

Wetlands International. 2025a. [Langendoen, T. & Nagy, S.]. Flyway trend analyses based on data from the African-Eurasian Waterbird Census from the period of 1967-2023. Rapport under forberedelse.

Wetlands International. 2025b. Draft proposal to MOP9 for the amendment of Table 1 of Annex 3 of the agreement and other pertinent amendments to the Action Plan. Doc AEWA/TC 20.6 til 20. møde i Vandfugleaftalens Tekniske

Komité, Tjekkiet 24.-28. februar 2025. Dette dokumentets bilag indeholder udkast til AEWA Conservation Status Report 9 (CSR 9) bestandsestimater samt eventuelle forslag til ændringer i Vandfugleaftalens bestandslistninger i søjler A, B, C.

Zydelis, R., Bellebaum, J., Österblom, H., Vetemaa, M., Schirmeister, B., Stipniece A., Dagys, M., Mennobart van Eerden M. & Garthe, S. 2009. Bycatch in gillnet fisheries – An overlooked threat to waterbird populations - Biological Conservation 142, 1269–1281.

Nilsson, L. & Kampe-Persson, H. 2020. Changes in numbers of staging and wintering geese in Sweden: 1977/78–2019/20. Wildfowl 70, 107-126.

NINA. 2025. Norsk hekkefuglovervåking, Resultater 2006–2024. Norsk Institutt for Naturforskning & BirdLife Norway. <https://hekkefuglovervåkingen.nina.no/hekkefugl/Ringdue>

Noer, H., Asferg, T., Clausen, P., Olesen, C.R., Bregnballe, T., Laursen, K., Kahlert, J., Teilmann, J., Christensen, T.K. & Haugaard, L. 2009. Vildtbestande og jagttider i Danmark. Det biologiske grundlag for jagttidsrevisionen 2010. – Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. - Faglig rapport fra DMU, nr. 742. 288 s.

Nordström, M., Högmänder, J., Nummelin, J., Laine, J., Laanetu, N & Korpimäki, E. 2002. Variable responses of waterfowl breeding populations to long-term removal of introduced American mink. – Ecology 25: 385-394.

Olesen, C.R., Asferg, T. & Forchhammer, M.C. 2002. Rådyret – fra fåtalligt til almindelig. TEMA-rapport fra DMU, 39/2002. https://www2.dmu.dk/1_viden/2_publicationer/3_temareporter/rapporter/tema_39_2002_ny2.pdf

Olesen, C.R., Madsen, T.L., Sunde, P. & Haugaard, L. 2009. Kronvildt og råvildts reaktionsmønster ved jagt. I: N. Kanstrup, T. Asferg, M. Flinterup, B.J. Thorsen & T.S. Jensen: Vildt & Landskab. Resultater af 6 års integreret forskning i Danmark 2003-2008. https://www.e-pages.dk/hobo/files/vildt_og_landskab_final_ipaper.pdf

Olsen, M. T., Andersen, L. W., Dietz, R., Teilmann, J., Härkönen, T., & Siegmund, H. R. 2014. Integrating genetic data and population viability analyses for the identification of harbour seal (*Phoca vitulina*) populations and management units. *Molecular Ecology*, 23(4), 815-831. <https://doi.org/10.1111/mec.12644>

Olsen, M.T., Galatius, A. & Härkönen, T. 2018. 'The history and effects of seal-fishery conflicts in Denmark', Marine Ecology Progress Series, bind 595, s. 233-243. <https://doi.org/10.3354/meps12510>

Pagh, S., Chriel, M., Madsen, A.B., Jensen, T-L.W., Elmeros, M., Asferg, T. & Hansen, M.S. 2018. Increased reproductive output of Danish red fox females following an outbreak of canine distemper. *Canid Biology & Conservation* 21, 12-20.

PECBMS. 2023. Pan-European common bird monitoring scheme. <https://pecbms.info/trends-and-indicators/species-trends/species/columba-palumbus/?search=columba%20palu>

Pedersen, R.B. & Midtgaard, L. 2024. Bestandsestimater og monitoring af kronhjorteudbyttet 23/24. DJ-fagnotat. ISBN: 978-87-93612-12-09. https://www.jaegerforbundet.dk/media/23909/fagrapport-bestandsestimater-og-monitoring-af-kronhjorteudbytte-2023-24_ny.pdf

Pedersen, R.B., Jacobsen, Z. & Midtgaard, L. 2025. Notat vedr. overvågning af agerhøns, resultater 2013-2020 og 2021-2024. Danmarks Jægerforbund: [250109-rbp-lmi-zja-notat-overvagning-agerhons.pdf](https://www.jaegerforbundet.dk/media/250109-rbp-lmi-zja-notat-overvagning-agerhons.pdf)

Petersen, I.K. & Fox, A.D. 2009. Faktorer der påvirker fordelingen af sortænder i fædningsperioden i Ålborg Bugt. Rapport fra Aarhus Universitet, Institut for Bioscience til Vattenfall A/S. 20 pp.

Petersen, I.K. & Nielsen, R.D. 2011. Abundance and distribution of selected waterbird species in Danish marine areas. - Report commissioned by Vattenfall A/S. Aarhus University, DCE - Danish Centre for Environment and Energy. 62 s.

Petersen, I.K., MacKenzie, M., Rexstad, E., Wisz, M. & Fox, A.D. 2011. Comparing pre- and post-construction distributions of long-tailed ducks *Clangula hyemalis* in and around the Nysted offshore wind farm, Denmark: a quasisigned experiment accounting for imperfect detection, local surface features and autocorrelation. - CREEM Technical Report 2011-1.

Petersen, I.K., Nielsen, R.D. & Mackenzie, M.L. 2014. Post-construction evaluation of bird abundances and distributions in the Horns Rev 2 offshore wind farm area, 2011 and 2012. Report commissioned by DONG Energy. Aarhus University, DCE - Danish Centre for Environment and Energy. 51 pp.

Petersen, I.K., Clausen, P., Nielsen, R.D. & Laursen, K. 2016. Tilvejebringelse af måltal for dykænder i seks danske Fuglebeskyttelsesområder - Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi af 22. februar 2016. 23 pp.

Petersen, H.H., Al-Sabi, M.N.S., Enemark H.L., Kapel, C.M.O., Jørgensen, J.A. & Chriel, M. 2018. *Echinococcus multilocularis* in Denmark 2012-2015: high local prevalence in red foxes. *Parasitology Research* 117, 2577-2584.

Petersen, I.K., Mackenzie, M.L. & Scott-Hayward, L.A.S. 2018. Long-term impacts on Long-tailed Duck distributions resulting from the construction of the Rødsand II and Nysted offshore wind farms, Denmark. Aarhus University, DCE - Danish Centre for Environment and Energy, 20 pp. Technical Report from DCE - Danish Centre for Environment and Energy No. 120. <http://dce2.au.dk/pub/TR120.pdf>

Petersen, I.K., Sørensen, I.H., Nielsen, R.D., Fox, T. & Christensen, T.K. 2019. Status for overvintrende fløjlsænder og havlitter i danske farvande. En analyse af bestandsudviklingen og årsager til forandringer. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi samt Danmarks Jægerforbund, 52 s. - Videnskabelig rapport nr. 336.

Piersma, T., Rogers, K.G., Boyd, H., Brunskoeke, E.J. & Jukema, J. 2005. Demography of Eurasian golden plover *Pluvialis apricaria* staging in the Netherlands, 1949-2000. - *Ardea* 93: 49-64.

Pihl, S. 2000. Vinterklimaets indflydelse på bestandsudviklingen hos overvintrende kystnære vandfugle i Danmark 1987-1996. - *Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift* 94: 73-89.

Polakowski, M., Broniszewska, M., Jankowiak, Ł. & Fox, A.D. 2023. Food on a plate: Wild geese maintain higher food intake rates on uniform winter cereals fields versus diverse grasslands. *Science of The Total Environment* 898, 165447.

Powolny, T., Jensen, G.H., Nagy, S., Czajkowski, A., Fox, A.D., Lewis, M., Madsen, J. (Compilers) 2018. AEWA International Single Species Management Plan for the Greylag Goose (*Anser anser*) - Northwest/Southwest European population. AEWA Technical Series No. 71. Bonn, Germany.

Rasmussen, A.M., Madsen, A.B., Asferg, T., Jensen, B., Rosengaard, M. 1986. Undersøgelser over husmåren (*Martes foina*) i Danmark. *Danske Vildtundersøgelser* 41, Vildtbiologisk Station.

Rasmussen, L.M., Meltofte, H., Laursen, K. & Amstrup, O. 2010. Hjejler og viber i Danmark i oktober 2008. - *Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift* 104: 111-119.

Riisager-Pedersen, C. 2017. Marine mammal management in light of ecotourism. MSc Thesis, University of Copenhagen, 107 pp.

Robinson, J.A. 1999. Migration and morphometrics of the Red-breasted Merganser *Mergus serrator* in northern Eurasia and the implications for conservation of this species in Britain and Ireland. - *Wildfowl* 50:139-148.

Romig, T. & Wassermann, M. 2024. *Echinococcus* species in wildlife. *International Journal for Parasitology: Parasites and Wildlife* 23, e100913.

Saeed, I., Maddox-Hyttel, C., Monrad, J. & Kapel, C.M.O. 2006. Helminths of red foxes (*Vulpes vulpes*) in Denmark. *Veterinary Parasitology* 139, 168-179.

Sakhvon, V. & Kövér, L. 2020. Distribution and habitat preferences of the urban Woodpigeon (*Columba palumbus*) in the north-eastern breeding range in Belarus. *Landscape and Urban Planning* 201, 103846.

SAS/STAT software Vers 9.4, SAS Institute, Cary, NC (www.sas.com).

Saurola, P., Valkama, J. & Velmala, W. 2013. The Finnish bird ringing atlas. Vol. I. - Finnish Museum of Natural History LUOMUS & Ministry of Environment. 549 s.

Schai-Braun, S.C., Kowalczyk, C., Klansek, E. & Hackländer, K. 2019. Estimating sustainable harvest rates for European hare (*Lepus Europaeus*) populations. *Sustainability* 11:2837.

Schwemmer, P., Mendel, B., Sonntag, N., Dierschke, V. & Garthe, S. 2011. Effects of ship traffic on seabirds in offshore waters: implications for marine conservation and spatial planning. - *Ecological Applications* 21(5), pp. 1851-1860.

Scott, D.A. & Rose, P.M. 1996. Atlas of Anatidae populations in Africa and Western Eurasia. – Wetlands International, Wageningen, Holland. Wetlands International Publication No. 4.

Scott-Hayward, L., Petersen, I.K., MacKenzie, M., Pedersen, C.L., Isojuuno, S., Nielsen, R.D., Sterup, J., Thomsen, H.M. & Neergaard, R.S. 2024. Changes in the distribution and abundance of common scoter and diver species in the Horns Rev I, II and III offshore windfarm areas, Denmark. Bird distribution responses to wind farms, Horns Rev. Report by NIRAS and Aarhus University/DCE commissioned by Energinet.

SGAV. 2025. Indberet din udsætning af fasan, agerhøne og gråand. Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø, hjemmeside besøgt 10. marts 2025. <https://sgavmst.dk/natur-og-jagt/regulering-og-udsætning-af-vildt/udsætning-af-vildt/indberet-udsætning-af-fasan-agerhoene-og-graaand>

Skov, H., Heinänen, S., Žydelis, R., Bellebaum, J., Bzoma, S., Dagys, M., Durinck, J., Garthe, S., Grishanov, G., Hario, M., Kieckbusch, J.J., Kube, J., Kuresoo, A., Larsson, K., Luigujoe, L., Meissner, W., Nehls, H.W., Nilsson, L., Petersen, I.K., Roos, M.M., Pihl, S., Sonntag, N., Stock, A., Stipniece, A. & Wahl, J. 2011. Waterbird Populations and Pressures in the Baltic Sea. – Report from Nordic Council of Ministers. TemaNord 2011:550. ISBN 978-92-893-2249-2.

Smith, A.T & Johnston, C.H. 2008. *Lepus europaeus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T41280A10430693.

Smith, R.K., Jennings, N.V. & Harris, S. 2005. A Quantitative Analysis of the Abundance and Demography of European Hares *Lepus europaeus* in Relation to Habitat Type, Intensity of Agriculture and Climate. Mammal Review 35: 1-24.

Sonne, C., Vorkamp, K., Galatius, A., Kyhn, L.A., Teilmann, J., Bossi, R., Søndergaard, J., Eulaers, I., Desforges, J-P., Siebert, U. & Dietz, R. 2019. 'Human exposure to PFOS and mercury through meat from baltic harbour seals (*Phoca vitulina*)', Environmental Research, bind 175, s. 376-383. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.05.026>

Spina, F., Baillie, S.R., Bairlein, F., Fiedler, W. and Thorup, K. (Eds) 2022. The Eurasian African Bird Migration Atlas. <https://migrationatlas.org.EURING/CMS>

Stæhr, P.A.U., Nielsen, L.T., Azhar, M., Göke, C., Huber, S., Christensen, J.P.A., Hansen, L.B., Stæhr, S.U., Krause-Jensen, D. 2024. Assessment of the areal distribution of submerged aquatic vegetation using remote sensing in Danish coastal waters. Integrated Marine Monitoring - analytical phase. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy. – Scientific Report no. 596. 61 pp.

Sterup, J. & Bregnballe, T. 2025. Danmarks ynglebestand af skarver i 2024. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 41 s. – Teknisk rapport nr. 328.

Stokke, B.G., Dale, S., Jacobsen, K-O., Lislevand, T., Solvang, R. og Strøm, H. 2021. Fugler: Vurdering av sildemåke *Larus fuscus* for Norge. Rødlista for arter 2021.

Artsdatabanken. <http://www.artsdatabanken.no/lister/rodlisterforarter/2021/28902> Hentet 04.02.2025.

Strandberg, B., Andersen, P., Bruhn, A., Buur, H., Carl, H., Elmeros, M., Fox, A., Holmstrup, M., Kjær, C., Kristensen, H.V., Slotsbo, S., Strandberg, M.T., Wiberg-Larsen, P. 2023. Konsensus omkring vurdering af ikke-hjemmehørende arter i Danmark I. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 48 s. Teknisk rapport nr. 271.

Strandgaard, H. & Asferg, T. 1980. The Danish Bag Record II. Fluctuations and trends in the Game Bag Record in the years 1941-1976 and the geographical distribution of the bag in 1976. – Danish Review of Game Biology 11 (5). 112 s.

Sunde, P. & Asferg, T. 2011. Hare. Faglig baggrund for udarbejdelse af forvaltningsplan. Notat fra Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet.

Sunde, P. 2014. Analyse af tælledata af hare i Nordjylland 2011-13 med særlig reference til evaluering af mulige effekter af jagtfredning af harer i Himmerland 2010-2012. Notat fra Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet.

Sunde, P. & Asferg, T. 2014. How does harvest size vary with hunting season length? – Wildlife Biology 20: 176-184.

Sunde, P. & Haugaard, L. 2014. Bæredygtigt krondyrforvaltning - Populationsbiologiske analyser af krondyrbestandene på Oksbøl og Djursland med reference til jagtlig forvaltning. - Videnskabelig rapport fra DCE - National Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. Nr. 106. 76 sider.

Sunde, P., Balsby, T.J.S., Christensen, T.K, Hansen, J.L. & Mayer, M. 2023. Bestandsanalyse af danske rådyr. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 70 s. – Videnskabelig rapport nr. 542 <http://dce2.au.dk/pub/SR542.pdf>

Sørensen, I.H. & Heldbjerg, H. 2019. Tajga eller tundra? – sådan bidrager du til bedre forvaltning af sædgæs. Jæger 2019 (10).

Sørensen, I.H & Midtgaard, L. 2021. Markvildtindsatsens resultater 2013-2020. Notat fra Danmarks Jægerforbund. 12 s. <https://www.jaegerforbundet.dk/media/16606/210108-ihs-lmi-notat-markvildt.pdf>

Söderquist, P., Gunnarsson, G., Elmberg, J. & Dessborn, L. 2021. Survival of wild and farmed-released mallards: the Swedish example. *Eur J Wildl Res* 67, 19. <https://doi.org/10.1007/s10344-021-01465-7>

Tegelström, H. & Sjöberg, G. 1995. Introduced Swedish Canada geese (*Branta canadensis*) have low levels of genetic variation as revealed by DNA fingerprinting. *Journal of Evolutionary Biology* 8, 195-207.

Therkildsen, O.R. & Bregnballe, T. 2016. De store måger: Bestandenes udvikling og mulige værktøjer til håndtering af konflikter. – Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 11 s.

Thorup, O. 1998. Ynglefuglene på Tipperne 1928-1992. Bestandenenes størrelse og ynglemuligheder i relation til skiftende driftsformer, prædation, fugtighedsforhold og vandmiljø. - Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift 92: 1-192.

Thorup, O. 2018. Population sizes and trends of breeding meadow birds in Denmark. Wader Study 125(3): 175-189.

Tjørnløv, R. S., Pradel, R., Choquet, R., Christensen, T. K., & Frederiksen, M. 2019. Consequences of past and present harvest management in a declining flyway population of common eiders *Somateria mollissima*. *Ecology and Evolution*, 9(22), 12515-12530. <https://doi.org/10.1002/ece3.5707>

Tjørnløv, R.S., Ens, B.J, Öst, M., Jaatinen, K., Karell, P., Larsson, R., Christensen, T.K. & Frederiksen, M. 2020. Drivers of Spatiotemporal Variation in Survival in a Flyway Population: A Multi-Colony Study. - *Frontiers in Ecology and Evolution*. 8, Artikel nr. 566154.

Tougaard, J., Teilmann, J., and Tougaard, S. 2008. Harbour seal spatial distribution estimated from Argos satellite telemetry: overcoming positioning errors. *Endangered Species Research*, 4: 113-122.

van Neer, A., Jensen, L.F. & Siebert, U. 2015. Grey seal (*Halichoerus grypus*) predation on harbour seals (*phoca vitulina*) on the island of Helgoland, Germany. *Journal of Sea Research* 97: 1-4. <http://dx.doi.org/10.1016/j.seares.2014.11.006>

van Roomen, M., Citegetse G., Crowe O., Gueye K., Nagy S., Meise K. & Schekkerman H. 2025 (eds). East Atlantic Flyway Assessment 2023. The status of coastal waterbird populations and their sites. Wadden Sea Flyway Initiative p/a CWSS, Wilhelmshaven, Germany, Wetlands International, Wageningen, The Netherlands, BirdLife International, Cambridge, United Kingdom.

Vanhatalo, J., Vetemaa, M., Herrero, A., Aho, T., Tiilikainen, R. 2014. By-catch of grey seals (*Halichoerus grypus*) in Baltic fisheries – a Bayesian analysis of interview survey. *PLOS One* E 9(11): e113836.

Vejdirektoratet. 2020. Faunapassager – en vejledning. Vejregler. <https://vejregler.dk>

Vikstrøm, T. & Moshøj, C.M. 2020. Fugleatlas. De danske ynglefugles udbredelse 2014-2017. Dansk Ornitologisk Forening. Lindhardt og Ringhof. 840 s.

Vikstrøm, T., D.P. Eskildsen & M.F. Jørgensen. 2023: Overvågning af de almindelige fuglearter i Danmark 1975-2023. Årsrapport for Punkttællingsprogrammet. Dansk Ornitologisk Forening. https://www.dof.dk/images/projekter/punkttaelling/dokumenter/Punkttaellingsrapport_2023.pdf

Vildtudbyttestatistikken. 2025. Vildtudbyttet online. DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. <https://fauna.au.dk/jagt-og-vildtforvaltning/vildtudbytte/udbyttet-online-siden-1941/soejlediagram>

Wetlands International. 2022. Waterbird Population Estimates. AEWA Conservation Status Report 8 (CSR 8) bestandsestimater. - Wetlands International. <http://wpe.wetlands.org>

Wetlands International. 2025a. [Langendoen, T. & Nagy, S.]. Flyway trend analyses based on data from the African-Eurasian Waterbird Census from the period of 1967-2023. Rapport under forberedelse.

Wetlands International. 2025b. Draft proposal to MOP9 for the amendment of Table 1 of Annex 3 of the agreement and other pertinent amendments to the Action Plan. Doc AEWA/TC 20.6 til 20. møde i Vandfugleaftalens Tekniske Komité, Tjekkiet 24.-28. februar 2025. Dette dokument's bilag indeholder udkast til AEWA Conservation Status Report 9 (CSR 9) bestandsestimater samt eventuelle forslag til ændringer i Vandfugleaftalens bestandslistninger i søjler A, B, C.

Zydelis, R., Bellebaum, J., Österblom, H., Vetemaa, M., Schirmeister, B., Stipniece A., Dagys, M., Mennobart van Eerden M. & Garthe, S. 2009. Bycatch in gillnet fisheries - An overlooked threat to waterbird populations - Biological Conservation 142, 1269-1281.

VILDTBESTANDE OG JAGTTIDER I DANMARK

Det biologiske grundlag for jagttidsrevisionen 2026

Denne rapport er udarbejdet efter bestilling fra Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø (SGAV), som en del af det faglige grundlag for Vildtforvaltningsrådets indstilling til ministeren for Grøn Trepert med henblik på revision af gældende jagttider inden jagt-sæsonen 2026/27. Rapporten giver for de jagtbare arter en opdateret oversigt over den eksisterende viden om biologiske, bestandsmæssige og jagtlige forhold, som er relevante for en faglig vurdering af den gældende jagttid, suppleret med en vurdering af eventuelle forvaltningsmæssige problemstillinger. Desuden giver rapporten en vurdering af mulighederne for en eventuel jagttid for en række p.t. ikke-jagtbare arter. For en række arter, hvor det har været ønsket af Vildtforvaltningsrådet, vurderes endvidere, hvorvidt jagten har indflydelse på bestandens evne til at opnå den naturlige bærekapacitet.