

Bæverens *Castor fiber* spredning og etablering i Danmark samt forventede effekter af potentielle forvaltningstiltag

Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi

Dato: 12. februar 2016

Peter Sunde, Liselotte Wesley Andersen, Jørn Pagh Bertelsen, Jesper Madsen & Bjarne Søgaard

Institut for Bioscience

Rekvirent:
Naturstyrelsen
Antal sider: 30

Faglig kommentering:
Tommy Asferg
Kvalitetssikring, centret:
Jesper R. Fredshavn



AARHUS
UNIVERSITET

DCE - NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Tel.: +45 8715 0000
E-mail: dce@au.dk
<http://dce.au.dk>

Indhold

1	Indledning	3
1.1	Baggrund	3
1.2	Spørgsmål	3
2	Svar på spørgsmål 1-8	5
2.1	Hvilke forhold skal være opfyldt, for at man vil anse, at der er opnået en bæredygtig bestand og en gunstig bevaringsstatus for bæver i Danmark?	5
2.2	Hvilke forhold skal være opfyldt, for at man vil anse bæverbstanden i Danmark for at være genetisk robust, herunder om disse forhold allerede er opnået?	9
2.3	Vil der være krav/ønske om et antal subpopulationer, for at man vil anse ovenstående 1 og 2 som værende opfyldt, og i bekræftende fald i hvilket omfang?	10
2.4	Hvilke scenarier/modeller (mindst to) forventes at beskrive bæverens populationsudvikling, når der hhv. a) ikke gøres noget, b) fjernes dæmninger, c) aktivt flyttes/bortskræmmes dyr, d) bruges hegn, e) ydes tilskud, f) anvendes regulering	11
2.5	Hvilke scenarier/modeller (mindst to) forventes at beskrive bæverens spredning fra det nuværende danske udbredelsesområde, når der hhv. a) ikke gøres noget, b) fjernes dæmninger, c) aktivt flyttes/bortskræmmes dyr, d) bruges hegn, e) ydes tilskud, f) anvendes regulering.	16
2.6	Hvilke scenarier/modeller (mindst to) forventes at beskrive konfliktniveauet, når der hhv. a) ikke gøres noget, b) fjernes dæmninger, c) aktivt flyttes/bortskræmmes dyr, d) bruges hegn, e) ydes tilskud, f) anvendes regulering	18
2.7	Hvilke danske erfaringer mht. vandløbsbredde og vandføring er der for, hvor bæveren bygger dæmninger?	21
2.8	Hvilken tolerance har bæveren overfor forstyrrelse, fx i form af dæmningsbrud, afledning af vand fra dam, færdsel af mennesker m.m.?	24
3	Referencer	25
4	Appendiks	28
4.1	Appendiks A (2.1.2)	28
4.2	Appendiks B (2.2)	29

1 Indledning

1.1 Baggrund

Naturstyrelsen har i skrivelse af 9. november 2015 anmodet Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet (DCE) om et notat om bæverens spredning og etablering i Danmark, herunder om forventede effekter af potentielle forvaltningstiltag.

Naturstyrelsen agter at revidere den eksisterende forvaltningsplan for bæver i Danmark (Skov- og Naturstyrelsen 1998). NST understreger, at den nye forvaltningsplan skal være en adaptiv forvaltningsplan, og at det i den forbindelse er vigtigt, at der foreligger en forudsigtelse af effekten af forskellige forvaltningstiltag.

Problemstillingen knytter sig til udsætningen af bæver i Klosterheden i Jylland og ved Arresø i Nordsjælland. I Klosterheden er bestanden efter udsætningen i 1999 ifølge de årlige bævertællinger vokset til 165 i 2011 (Bertelsen 2012). Den anvendte bestandsestimering indregner dog kun den dødelighed, der er konstateret gennem fund af døde bævere, så dette skøn er givetvis i den høje ende (Bertelsen 2012). Ved hjælp af modelberegninger ansætter Vissing m.fl. (2012) skønsmæssigt bestanden til 80-100 dyr, hvilket peger på en betydelig mindre bestand.

I de senere år er der faktisk optalt op til 94 dyr (2014), men bestanden vurderes at være noget højere (Naturstyrelsen Vestjylland). På grund af den eksisterende usikkerhed har vi her anvendt de registrerede antal.

Bestanden ved Arresø skønnes ikke at være vokset væsentligt siden udsætningen i perioden 2009-2011 (22-23 dyr) til 2014 (20-27 dyr) (Nitschke m.fl. 2015). Der blev udsat 23 dyr i perioden, men et individ døde kort tid efter udsætningen.

Det ønskes belyst, hvad der kan forventes i de kommende år (fx 5, 10, 20 år) med hensyn til spredning og etablering af bævere andre steder end i nærheden af udsætningsstederne.

Bævernes aktiviteter (træfældning og dæmningsbyggeri) kan skabe konflikter i forhold til lodsejere, og bæveren er omfattet af Habitatdirektivets beskyttelsesbestemmelser. Forvaltningsplanen skal derfor inddrage både konflikthåndteringen og beskyttelseshensynet.

Nærværende notat skal indgå som baggrund for den kommende forvaltningsplan for bæver i Danmark.

1.2 Spørgsmål

DCE er af Naturstyrelsen blevet anmodet om specifikt at besvare nedenstående otte spørgsmål:

1. Hvilke forhold skal være opfyldt, for at man vil anse, at der er opnået en bæredygtig bestand og en gunstig bevaringsstatus for bæver i Danmark?

2. Hvilke forhold skal være opfyldt, for at man vil anse bæverbstanden i Danmark for at være genetisk robust, herunder om disse forhold allerede er opnået?
3. Vil der være krav/ønske om et antal subpopulationer, for at man vil anse ovenstående 1 og 2 som værende opfyldt, og i bekræftende fald i hvilket omfang?
4. Hvilke scenarier/modeller (mindst to) forventes at beskrive bæverens populationsudvikling, når der hhv. a) ikke gøres noget, b) fjernes dæmninger, c) aktivt flyttes/bortskræmmes dyr, d) bruges hegn, e) ydes tilskud, f) anvendes regulering.
5. Hvilke scenarier/modeller (mindst to) forventes at beskrive bæverens spredning fra nuværende danske udbredelsesområde, når der hhv. a) ikke gøres noget, b) fjernes dæmninger, c) aktivt flyttes/bortskræmmes dyr, d) bruges hegn, e) ydes tilskud, f) anvendes regulering.
6. Hvilke scenarier/modeller (mindst to) forventes at beskrive konfliktniveauet, når der hhv. a) ikke gøres noget, b) fjernes dæmninger, c) aktivt flyttes/bortskræmmes dyr, d) bruges hegn, e) ydes tilskud, f) anvendes regulering.
7. Hvilke danske erfaringer, mht. vandløbsbredde og vandføring, er der for, hvor bæveren bygger dæmninger?
8. Hvilken tolerance har bæveren overfor forstyrrelse, fx i form dæmningsbrud, afledning af vand fra dam, færdsel af mennesker m.m.?

NST understreger, at det er vigtigt, at DCE besvarer alle spørgsmål, selvom der ikke foreligger videnskabelige undersøgelser, der berører spørgsmålet, men også besvarer spørgsmålet, selvom svarene alene beror på DCE's ekspertviden.

2 Svar på spørgsmål 1-8

2.1 Hvilke forhold skal være opfyldt, for at man vil anse, at der er opnået en bæredygtig bestand og en gunstig bevaringsstatus for bæver i Danmark?

2.1.1 Bæredygtig bestand

Begrebet "*bæredygtig bestand*" benyttes normalt i forbindelse med bestande, som er genstand for en eller anden form for jagtlig udnyttelse, dvs. udtag af individer. Lærebogsdefinitionen af "*bæredygtig bestandsudnyttelse*", er en beskatning, som ikke nedsætter det fremtidige ressourcemæssige udbytte af bestanden (Fryxell m.fl. 2014). I en dansk sammenhæng, hvor det primære forvaltningsmæssige formål med reintroduktion af bæver ikke er en bestandsmæssig udnyttelse, har begrebet "*bæredygtig bestand*" derfor begrænset anvendelse. En snævrere definition, tilpasset en dansk forvaltningsmæssig virkelighed, kan dog være, at jagt/reguleringspres ikke må være højere, end at bestandens levedygtighed bevares.

I forbindelse med forvaltning af danske bæverbestande, er begrebet "*gunstig bevaringsstatus*" mere anvendeligt, da dette blandt andet refererer direkte til bestandens levedygtighed (population viability), dvs. sandsynligheden for ikke at uddø inden for en nærmere defineret, overskuelig fremtid (Boyce 1992). For nærmere definitioner af "*Gunstig bevaringsstatus*" henvises til afsnit 2.1.2.

Da alle danske bæverbestande er reintroducerede og derfor i udgangspunktet ikke havde noget udbredelsesområde, vil en vurdering af danske bæverbestandes bevaringsstatus alene skulle baseres på prognoser for deres levedygtighed, dvs. sandsynligheden for ikke at uddø inden for et nærmere defineret antal år eller generationer ud i fremtiden.

Hvilket levedygtighedskriterium, en dansk forvaltning skal tage udgangspunkt i, er i sidste ende et politisk valg, men hvis man tager udgangspunkt i IUCN's rødlistekriterier (IUCN 2010), skal en bestand for at opnå status som ikke-truet (non-threatened) have mindst 90 % chance for at overleve de kommende 100 år. Til sammenligning er en sårbar (vulnerable) bestand defineret som havende en overlevelsessandsynlighed på under 90 % i løbet af de kommende 100 år, men over 80 % i løbet af de kommende 20 år eller 5 generationer.

Stringente prognoser i form af sandsynlighedsfordelinger for, at en bestand ikke uddør i løbet af en årrække, kræver, at der opstilles simuleringsmodeller, som inkorporerer bestandens dynamik (med eller uden tab af genetisk variation) under forskellige forvaltningsscenarier (Population Viability Analysis, PVA) (Boyce 1992). For bævere i Danmark vil en sådan model kræve information om (1) den rumligt eksplicite bæreevne (i form af hvor i landskabet bævere vil kunne leve og yngle og i hvilke tætheder), (2) bæveres lokale bestandsdynamik (reproduktion, dødelighed og sociale dynamik (territorialitet), og (3) evne til at sprede sig i landskabet (og dermed evne til at kolonisere nye områder og opretholde kontakt mellem isolerede delbestande). I mangel af en PVA-baseret overlevelsespergnose kan man til nød basere vurderinger af bestandens levedygtighed på tommelfingerregler for, hvor

mange individer en stabil bestand skal tælle for at være robust i forhold demografisk og stokastisk variation og tab af genetisk variation. I IUCN's (2010) retningslinjer er dette minimumsantal sat til mindst 1000 individer for en totalt isoleret bestand. Det er dog blandt sagkundskaben meget omdiskuteret, om et sådant minimumsantal er tilstrækkeligt, og om det overhovedet giver mening at operere med faste standarder for mindste levedygtige bestandsstørrelser på tværs af arter med forskellig bestandsdynamik og robusthed over for indavl (Flather m.fl. 2011).

For bæveres vedkommende er der foretaget PVA-er i forbindelse med reintroduktioner i Holland (Nolet & Baveco 1996) og Skotland (Shirley m.fl. 2015, South m.fl. 2000). Selv om de hollandske og skotske landskaber var forskellige fra de danske, rummede de samme typer spørgsmål vedrørende spredning af udsatte bestande i fragmenterede habitater. Hovedkonklusionerne fra disse simuleringstudier kan derfor med en rimelig grad af sikkerhed overføres til danske forhold.

I korthed forudsiger disse PVA-er, at bestande bestående af 10-20 individer, som udsættes i habitater med en bæreevne på mindst 200 voksne individer, alle vokser til den økologiske bæreevne og overlever de første 30-100 år, som modelkørslerne dækker. Disse model-forudsigelser har siden vist sig at stemme overens med den reelle bestandsudvikling i de pågældende områder (Shirley m.fl. 2015).

Hvis man tager udgangspunkt i, at en selv-opretholdende bestand bestående af 200 individer synes at være robust imod ekstinktioner og tab af genetisk diversitet (Nolet & Baveco 1996), og et gennemsnitligt bæverterritoire rummer ca. 4 voksne individer (gennemsnit i forskellige bestande: 3-4,5 (Campbell m.fl. 2005, Rosell & Pedersen 1999)), må ca. 50 reproducerende familier skønnes værende tilstrækkeligt til, at en bestand kan betragtes som havende gunstig bevaringsstatus. Rent landskabsmæssigt betyder dette, at der skal være (og gives) plads til ca. 50 bæverfamilier inden for det samme bestandsområde (se også svar på spørgsmål 3).

Det skal afslutningsvist påpeges, at da de PVA-er, der refereres til, omfattede konkrete bestande med en endelig bæreevne på ned til 187 voksne individer (Nolet & Baveco 1996, Shirley 2015, South m.fl. 2000), kan bestande bestående af væsentligt færre end 50 familier/200 dyr meget vel have en ekstinktionsrisiko på under 10 % per 100 år. I mangel af estimater for bestande med lavere slutstørrelse end 187 individer skal det blot konstateres, at dette antal ser ud til at være tilstrækkeligt for at sikre en minimumslevedygtighed på 90 % over 100 år. Hvis man ønsker at vide, hvor få familier en isoleret bestand kan bestå af og samtidigt opfylde et givet levedygtighedskriterium, med eller uden hensyntagen til tab af genetisk variation i det lange løb, vil det være nødvendigt at lave særskilte simuleringer.

2.1.2 Gunstig bevaringsstatus

Hvad er bevaringsstatus?

I henhold til Habitatdirektivets artikel 17 skal medlemslandene hvert sjette år aflægge rapport om gennemførelsen af de foranstaltninger, der er truffet i medfør af direktivet, herunder om resultaterne af overvågning og vurdering af bevaringsstatus for arter på direktivets bilag (Se boks 1).

Boks 1 - Habitatdirektivets artikel 1, i

En arts bevaringsstatus: resultatet af alle de forhold, der indvirker på arten, og som på langt sigt kan få indflydelse på dens udbredelse og bestandsstørrelse inden for det område, der er nævnt i artikel 2.

En arts "bevaringsstatus" anses for "gunstig", når:

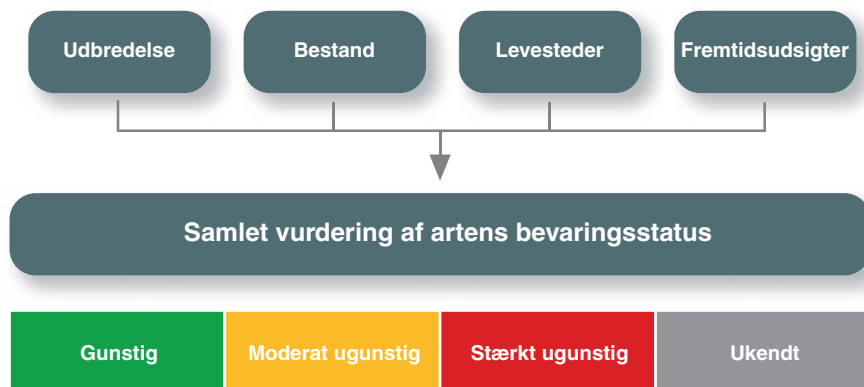
- data vedrørende bestandsudviklingen af den pågældende art viser, at arten på langt sigt vil opretholde sig selv som en levedygtig bestanddel af dens naturlige levesteder, og
- artens naturlige udbredelsesområde hverken er i tilbagegang, eller der er sandsynlighed for, at det inden for en overskuelig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

Bevaringsstatus ifølge habitatdirektivet er summen af alle de forhold, der indvirker på en art/naturtype. Kommissionen har siden udsendt en vejledning til artikel 17-vurderingen for perioden 2007-2012 (European Commission 2011). Vejledningen præciserer og uddyber Habitatdirektivets parametre til vurdering af bevaringsstatus for naturtyper og arter.

Direktivet opererer med fire overordnede parametre for den samlede vurdering af bevaringsstatus for arter: Udbredelse, bestand, levested og fremtidsudsigter (Figur 1). Er blot én af delvurderingerne stærkt ugunstig er bevaringsstatus stærkt ugunstig. For yderligere oplysninger om vurdering af bevaringsstatus på baggrund af andre kombinationer af delvurderinger henvises til Fredshavn m.fl. 2014.

Den nationale vurdering af en arts bevaringsstatus foretages inden for de biogeografiske regioner, der findes i det enkelte medlemsland. Danmark er omfattet af to biogeografiske regioner, den atlantiske og den kontinentale. Hvis en art forekommer i begge regioner, skal bevaringsstatus vurderes særskilt for hver af regionerne.

Figur 1. Parametre for vurdering af bevaringsstatus for arter.



Kriterier for gunstig bevaringsstatus for bæver i Danmark

Ved den sidste afrapportering af bevaringsstatus for arter på Habitatdirektivets bilag i 2013 (for perioden 2007-2012)(Søgaard m.fl. 2013) var bæver ikke med, da den blev kategoriseret som en art under reintroduktion. Det er ikke obligatorisk at afrapportere bevaringsstatus til EU for arter under reintroduktion.

For arter på Habitatdirektivets bilag II og IV er der udarbejdet kriterier til vurdering af bevaringsstatus (Søgaard m.fl. 2005, Elmeros m.fl. 2012, Elmeros m.fl. 2015). Bæver var ikke blandt disse, men i Appendiks A er der efter de samme retningslinjer udarbejdet forslag til kriterier til vurdering af bevaringsstatus for bæver på nationalt, biogeografisk niveau.

Gunstig bevaringsstatus for bæver i Danmark forudsætter, at arten forekommer med som minimum én levedygtig bestand i både den atlantiske og kontinentale biogeografiske region. Bestandene skal desuden være stabile eller stigende i begge biogeografiske regioner set i forhold FRP (Favourable Reference Population), som er den værdi/populationsstørrelse, der udgør skillelinjen mellem gunstig og ugunstig bevaringsstatus for en art.

Udbredelsesareal for bæver skal være stabilt eller stigende i begge biogeografiske regioner set i forhold FRR (Favourable Reference Range), som er den/det værdi/udbredelsesareal, som udgør skillelinjen mellem gunstig og ugunstig bevaringsstatus for en art. Desuden skal forekomstarealet være stabilt eller stigende generelt..

Der indgår ikke referenceværdier for de sidste to parametre: Levesteder og fremtidsudsigter. For levestederne – såvel nuværende som andre egnede levesteder for arten – gælder det, at der skal forefindes et tilstrækkeligt stort areal af egnede levesteder, for at der kan opretholdes/skabes en selvreproducerende og levedygtig bestand. Fremtidsudsigter er den samlede vurdering af artens udvikling i de kommende 12 år under hensyntagen til de aktuelle påvirkningsfaktorer og de forvaltningstiltag, der skal forbedre udviklingen. Denne vurdering foretages af Naturstyrelsen (Fredshavn m.fl. 2014).

Ved afrapporteringen af bevaringsstatus for bæver i 2013 – for perioden 2007-2012 – blev medlemslandene anmodet om at indberette de 20 vigtigste, nuværende negative påvirkningsfaktorer og vigtige trusler i den nærmeste fremtid. En oversigt over disse fremgår af nedenstående link:

<http://bd.eionet.europa.eu/article17/reports2012/static/factsheets/mammals/castor-fiber.pdf>

2.2 Hvilke forhold skal være opfyldt, for at man vil anse bæverbestanden i Danmark for at være genetisk robust, herunder om disse forhold allerede er opnået?

Genetisk robusthed kan vurderes ud fra hvor stor en effektiv bestandsstørrelse (N_e) bør være under antagelse af, at den genetiske diversitet maksimalt må falde med 5-10 % over 100 år.

For at få et estimat for hvor stor en procentdel af den genetiske diversitet der tabes, er det nødvendigt at få et overslag over hvor stor den effektive populationsstørrelse er for de to danske bæverbestande. Dette overslag er beregnet i Appendiks B. For Klosterheden er beregningen for den effektive populationsstørrelse foretaget på baggrund af de to forskellige bestandsestimater over antal voksne individer fra 1997-2010 der er opgivet i henholdsvis Berthelsen 2010 og Vissing m.fl. 2012.

En foreløbig grov vurdering af, hvor stort et genetisk tab, der vil forekomme over 100 år i de nuværende bestande i Danmark, viser et tab på 15-20 % i Klosterheden og et tilsvarende tab i Nordsjælland på 37-39 % (Appendiks B). Dette understreger, at der med de nuværende estimerede effektive populationsstørrelser i de to bæverbestande tabes væsentlig mere genetisk diversitet end de conservation-genetiske anbefalede 5-10 %. For Klosterhedens vedkommende er der usikkerhed om den reelle bestandsstørrelse; skulle bestanden vise sig at være større end de her anvendte, vil det genetiske tab være mindre.

Under antagelse af - som nævnt under afsnit 2.1.1 - at en selvopretholdende bestand bestående af 50 reproducerende bæverfamilier - svarende til $N_e \sim 100$ - må betragtes som havende gunstig bevaringsstatus ud fra demografiske overvejelser, vil dette N_e -estimat give et tab på 5 -10 % heterozygositet over 100 år, hvilket er indenfor det anbefalede accepterede tab.

Der kan muligvis være en sammenhæng mellem lille populationsvækst og lav genetisk diversitet (Frosch m.fl. 2014). Dette antydes, da der i forbindelse med udsætningen af tyske bævere fra Elben-regionen i Holland, hvor der blev udsat 42 individer, samt i bæverbestanden ved Hesse, Tyskland, der blev grundlagt af 18 individer, blev observeret lave vækstrater samt lav genetisk diversitet i begge. Denne sammenhæng mangler dog stadig at blive eftervist.

Det er muligt, at bæverbestandene i Europa tilsyneladende har en lille genetisk load - dvs. der formodes at være få skadelige gener i bestanden - hvilket betyder, at de ikke umiddelbart ville blive påvirket negativt af indavl. Der er dog påvist konsekvenser af et højt indavlsniveau netop hos den europæiske bæver i form af en reduktion i kuld størrelse, kæbeanomaliteter samt modtagelighed for sygdomme (Piechocki 1979, Ellegren m.fl. 1993, Dolch m.fl. 2002, Halley m.fl. 2012).

Dette betyder, at der bør foretages genetiske undersøgelser af de danske bæverbestande på Klosterheden og i Nordsjælland for at vurdere den genetiske diversitet og indavlsniveauet; materialet til den genetiske indsamling kan ske på basis af dødfundne dyr i hhv. Nordsjælland og Vestjylland. Derefter bør muligheden overvejes for med jævne mellemrum at supplere med udsætninger af bævere fra andre tyske bestande for at minimere indavlseffekter. Disse udsætninger bør ligeledes evalueres med års mellemrum for at sikre, at de har den ønskede effekt - dvs. at de udsatte bævere rent faktisk deltager i reproduktionen.

2.3 Vil der være krav/ønske om et antal subpopulationer, for at man vil anse ovenstående 1 og 2 som værende opfyldt, og i bekræftende fald i hvilket omfang?

På grund af landskabets beskaffenhed vil bæverbestande ofte være mere eller mindre fragmenterede i naturen. Der er dog ikke i litteraturen nogen indikation på, at en bæverbestand af en given størrelse er mere levedygtig, hvis den er opdelt i et antal subpopulationer fremfor at være sammenhængende. DCE kender ikke til oplysninger om epidemiske sygdomsudbrud i bæverbestande, og bæverens sociale system, som er baseret på territorialitet virker givetvist hæmmende på sygdomsspredning. Spørgsmålet er derfor snarere, hvor fragmenteret en population eller en metapopulation¹ af en given størrelse kan være uden at bryde sammen.

Overordnet set vil en regional bestand (fx Jylland eller Sjælland) formentlig sagtens kunne bestå af to eller flere subpopulationer af hver 3-20 familieteritorier, der i al væsentlighed fungerer som selvstændige bestandsenheder (intern rekruttering), men som fra tid til anden udveksler individer, således at effekter af lokale demografiske ubalancer udjævnes og tab af genetisk materiale modvirkes i tilstrækkelig grad til, at den samlede bestands levedygtighed bevares.

Som i andre lande har bævere i Danmark vist sig udmærket i stand til at sprede sig mere end 100 km fra deres fødested (Bertelsen & Nitschke 2015), så 50-100 km afstand mellem større bestandsforekomster er næppe nogen hindring for lejlighedsvis udveksling af individer og genetisk materiale, blot der findes spredningskorridorer i form af vandveje mellem bestandsforekomsterne.

Præcist hvor små og hvor spredte de enkelte bæverforekomster kan være, uden at en samlet population eller en metapopulationsstruktur bryder sammen, lader sig dog ikke besvare uden modelberegninger, da dette både beror på den samlede bestands absolutte størrelse og de enkelte delbestandes størrelse, overlevelsessevne og indbyrdes isolation. Disse faktorer beror igen på den rumlige fordeling af habitater, hvor bævere tillades at etablere sig, samt dyrenes spredningsrater, spredningsafstand og overlevelsessevne under spredning.

¹ Det er i den forbindelse vigtigt at skelne mellem en population, der fungerer som én bestandsmæssig enhed, selv om den er opdelt i et antal mindre subpopulationer/bestandsforekomster, og en metapopulation, som er defineret ved at bestå af flere mindre bestande, som hver især uddør med jævne mellemrum, men som takket være rekoloniseringer alligevel bidrager til at opretholde en overordnet population.

2.4 Hvilke scenarier/modeller (mindst to) forventes at beskrive bæverens populationsudvikling, når der hhv. a) ikke gøres noget, b) fjernes dæmninger, c) aktivt flyttes/bortskræmmes dyr, d) bruges hegn, e) ydes tilskud, f) anvendes regulering

A) Ikke gøres noget

En ikke-reguleret bestand vil over tid udfylde det økologiske rum, som landskabet nu giver mulighed for. Bæveren er en territorial art, og bæverbestande vil i sidste ende blive reguleret via det antal territorier, der er plads til. En sådan mættet bestand vil bestå af et mere eller mindre konstant antal territoriehævdende ynglepar (en dominerende han og hun, samt afkom fra året før), som vil bebo de bedst egnede habitater, samt et "buffersegment" af ikke-ynglende individer, som enten vil holde til i territorier uden ynglemuligheder eller strejfe om i søgen efter ledige territorier. Dette er givetvis den øjeblikkelige bestandsmæssige situation i kerneområdet på Klosterheden.

Hvor i landet der kommer til at leve bævere, og i hvilke tætheder, vil bero på habitatets egnethed som levested, herunder isoleringsgraden af egnede "patches" og balancen mellem reproduktion og dødelighed i en landskabsmæssig kompleks source-sink-dynamik, hvor der i visse habitater vil være et netto-reproduktionsoverskud (source-habitater), og andre, hvor der vil være et netto-underskud (sink-habitater). Hvor i landet, der vil kunne leve bævere, og i hvilken tæthed, vil man kunne modellere sig frem ved hjælp af en såkaldt "Habitat suitability analysis", baseret på data for hvor bævere har slået sig ned ind til nu inden for det nuværende udbredelsesområde.

Hvor hurtigt en bæverbestand vil vokse og efterhånden nå det bestandsmæssige mætningspunkt i forskellige dele af landet, vil i høj grad bero på artens evne til at sprede sig til ledige habitater og etablere nye familiegupper dér. Udenlandske undersøgelser har således påvist en snæver sammenhæng mellem bestandens periodevise vækstrater og den geografiske udvidelse af bestandsområdet (Bartak m.fl. 2013).

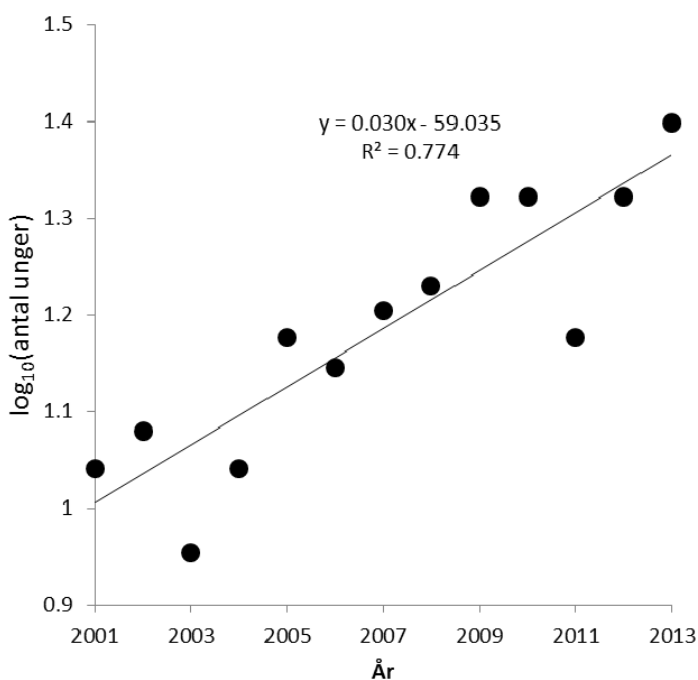
Opgjort i antal observerede unger er den jyske bæverbestand i perioden 2001-2013 vokset eksponentielt med en gennemsnitlig årlig vækstrate på 7 % (Fig. 2), hvilket svarer til en bestandsfordobling hvert 10. år. Med udgangspunkt i at der i 2014 var omkring 22 territorier med dokumenteret reproduktion, vil den jyske bestand, hvis den nuværende vækstrate fortsætter, nå en størrelse på 50 ynglende familier omkring år 2026.

Den hidtidige vækstrate på 7 % per år svarer omtrent til bestandsvækstrater i andre reintroducerede bestande (5-9 %), som også synes at være begrænset af den hastighed, hvormed udbredelsesområdet er blevet udvidet (Bartak m.fl. 2013). Bestandsmodelleringer har tidligere vist, at en bestand med en ungeproduktion per koloni og voksenoverlevelse som i Holland (parametre som formentlig er de samme i Danmark) og 59 % dødelighed for ungdyr (som er gamle nok til at klare sig selv), inden de når at reproducere sig, vil have en årlig vækstrate på 8 % (Vissing m.fl. 2012). Samme undersøgelse viste, at bestanden ville vokse med 13 % per år ($\lambda = 1,134$, $r = 0,126$), hvis dødeligheden fra selvstændighed til etablering af egen familieguppe reduceres til 31 %. Reintroducerede bestande i Centraleuropa har i visse tilfælde haft årlige vækstrater på op til 17 % ($\lambda = 1,18$) i de første 20 år efter udsætningen (Nolet & Baveco 1996).

Der er derfor al mulig grund til at tro, at bestandsvæksten i den jyske bæverbestand primært begrænses af ungdyrs problemer med at finde ledige yngleterritorier. Bestandens videre vækst hænger derfor snævert sammen med hastigheden, hvormed den spreder sig til og etablerer ynglekolonier i nye vandløbssystemer.

Da adskillige enkeltindivider fra Klosterhedebestanden har spredt sig til andre jyske vandløbssystemer og må forventes at begynde at yngle dér i det øjeblik, de kan tiltrække en mage, vil en fortsat årlig vækstrate på 7 % være det bedste bud på bestandsudviklingen de næste 10-15 år, såfremt bestanden får lov selv at udvikle sig uhindret. Afhængigt af hvor høj den (af naturen definerede eller mennesket accepterede) økologiske bæreevne måtte vise sig at være i det øvrige Jylland, vil bestandens vækst flade ud i takt med, at alle egnede habitater besættes.

Figur 2. Den vestjyske bestands vækstrate estimeret ud fra udviklingen i antal unger registreret per år 2001-13 (baseret på data i Bertelsen & Nitschke (2015): Tabel 1). Bestandens gennemsnitlige årlige vækstrate 2001-13 kan afledes som $\lambda = 10^{(0.030)} = 1.072$, og $r = \ln_e(\lambda) = 0.069$.



Det er på nuværende tidspunkt for tidligt at skønne, hvor hurtigt den nord-sjællandske bæverbestand (som stammer fra 23 individer udsat i årene 2009-11 (Nitschke m.fl. 2015)) kommer til at vokse, givet den overhovedet overlever den igangværende etableringsfase. Bestanden bestod i 2014 af 7 territorier, hvor reproduktion formodedes at finde sted i 4. I alt skønnedes bestanden i 2014 at tælle mellem 22 og 27 voksne individer (Nitschke m.fl. 2015). Det står derfor fast, at bestandsetableringen indtil nu er forløbet betydeligt langsommere end på Klosterheden (Nitschke m.fl. 2015). I hvilket omfang dette skyldes habitatets beskaffenhed eller forholdene omkring udsætningen, vides ikke med sikkerhed.

Såfremt den sjællandske bestand vinder fodfæste i sit nuværende kerneområde omkring Arresø, vil det forhold, at vandløbssystemerne på Sjælland er mindre forbundne og bæverhabitaterne mere fragmenterede end i Vestjylland, kunne tilsige en endnu lavere spredningsrate og dermed også etablerings- og bestandsvækstrate på Sjælland end i Jylland. Det kan heller ikke afvises, at dødeligheden for dyr under spredning vil være højere på Sjælland end i Jylland pga. højere trafikintensitet. I udgangspunktet skal man derfor

forvente en lavere årlig bestandstilvækst end 7 % per år i en sjællandsk bestand, som får lov til at udvikle sig uden indgriben.

En bestandsfremskrivning, baseret på en antaget bestand på højst 27 individer i 2014 og en gennemsnitlig årlig vækstrate på højst 7 % i årene fremover tilsiger, at en sjællandsk bestand tidligst vil passere 200 individer/50 familier i år 2045.

B) Fjerne dæmninger

At fjerne bævere ved at ødelægge dæmninger svarer til at ødelægge potentielt egnet bæverhabitat og dermed reducere den økologiske bæreevne.

I en mættet bestand, som vil være habitatbegrænset, vil én ødelagt bæverdæmning i et i øvrigt egnet ynglehabitat i værste fald (hvis ynglehabitatet dermed ødelægges) være ensbetydende med én familiegruppe mindre i bestanden. Betydningen af dette for bestandens levedygtighed vil bero på bestandens samlede størrelse. Hvis bestanden er større end det forvaltningsmæssigt besluttede kriterium for antaget levedygtighed (fx 50 familier), må fjernelse af dæmninger ned til dette minimumsantal betegnes som forvaltningsmæssigt uproblematisk med hensyn til bestandens levedygtighed. I en situation, hvor der er forvaltningsmæssigt råderum til at fjerne et antal "overskydende" territorier, vil man med fordel kunne udvælge de dæmninger, der skal fjernes, ud fra en afvejning mellem disses skadeomfang og habitatets værdi for bævernes reproduktion.

I en mættet bestand, hvor der til stadighed vil være et overskud af "hjemløse" individer, vil fjernelse af dæmninger i habitater, som med bævernes øjne er egnede levesteder, under alle omstændigheder være en midlertidig løsning, da de samme eller nye individer igen og igen vil forsøge at etablere sig i de områder, de opfatter som bedst egnet.

I en voksende (dvs. en endnu ikke mættet) bestand vil fjernelse af dæmninger på en lokalitet i bedste fald føre til, at bæverne vil etablere sig i et andet (for dem) egnet habitat. Hvis alternative habitater er rigeligt tilgængelige, vil bestandens lokale tilvækst dermed ikke blive bremset ud over den tabte etableringstid. Hvis bæverne derimod forbliver på lokaliteten i et stadigt forsøg på at udbedre de ødelagte dæmninger i stedet for at slå sig ned i et andet habitat og begynde at yngle dér, vil lokaliteter, hvor der til stadighed ødelægges dæmninger, reelt kunne komme til at fungere som økologiske fælder², som opholder dyr, der forhindres i at reproducere sig i alternative habitater. Nettoeffekten vil da være en lavere bestandsvækstrate i forhold til scenarie A. DCE kender dog ikke umiddelbart til konkrete tilfælde, som kan dokumentere problemstillingen.

C) Aktivt bortskræmning eller flytning

Fra et bestandsmæssigt synspunkt, vil *bortskræmning* have samme effekt som ødelæggelse af ynglehabitatet gennem fjernelse af dæmninger (B), idet de pågældende individer forhindres i at yngle på den pågældende lokalitet. I en mættet bestand betyder dette, at bestandens bæreevne og størrelse reduceres med en ynglekoloni.

² med en økologisk fælde forstås et habitat som dyrene opfatter som værende egnet, og som de derfor opsøger, uden at det er det i virkeligheden. En økologisk fælde vil fungere som et ekstremt sink-habitat idet der netto fjernes mange flere individer end der produceres der (Et sink-habitat behøver omvendt ikke at være en økologisk fælde, idet et naturligt sink-habitat af individet tilvælges som det bedst mulige alternativ af de dårlige habitater der nu er at vælge imellem).

I en ikke-mættet bestand vil en effektiv bortskræmning af bævere fra en lokalitet føre til, at de pågældende individer vil forsøge at bosætte sig på en anden egnet lokalitet. Bestandens vækstrate vil dermed kun blive reduceret i det omfang, bæverne taber reproduktionstid og evt. oplever reduceret overlevelse i den periode, hvor de først forsøger at etablere sig på og siden jages bort fra den lokalitet, som de først havde udset sig.

En aktiv fjernelse af dyr fra et område/bestand vil have samme lokale effekt som at aflive dem (se scenarie F). Til gengæld vil disse individer kunne bruges til at fremskynde bestandsetablering i andre områder, hvor bævere måtte være ønsket. Fjernelse af uønskede dyr fra ét område, som udsættes i egnede, ledige habitater, vil dermed kunne øge vækstraten i den samlede bestand. Denne løsning vil naturligvis kun kunne bruges, så længe der endnu måtte være ledige habitater tilbage, hvor det er muligt og ønskeligt at udsætte bævere.

D) Hegning

Fra et bestandsmæssigt synspunkt vil hindring af bæveres adgang til et område (i det omfang dette er teknisk muligt) have samme effekt som at fjerne dæmninger (B) eller chikanere dem væk (C), nemlig en reduktion af den økologiske bæreevne. Fra et bestandssynspunkt vil en effektiv hegning af et område, hvor bævere ikke er ønsket, have den fordel, at bævere ikke spilder tid og kræfter på at forsøge at etablere sig i et habitat, hvor etablering siden hindres, og lokaliteten derfor ikke udvikler sig til en økologisk fælde.

E) Tilskud

Fra et bestandsbiologisk synspunkt adskiller en tilskudsordning sig ikke fra en laden-stå-til-ordning (A), med mindre tilskudsordninger afholder private fra at forvalte arten negativt på egen hånd.

F) Regulering

Regulering vil tage individer ud af bestanden. De bestandsmæssige effekter af dette vil bero på bestandens størrelse (herunder ikke mindst størrelsen på bestandens buffersegment) samt den sociale status af de individer, der fjernes. Hvis bestanden tæller flere individer end det, der er nødvendigt for at sikre dens levedygtighed (bedste bud er 200 voksne individer), vil fjernelse af overskydende enkeltindivider principielt være bestandsmæssigt uproblematisk.

Ud over at give muligheden for at skaffe sig af med specifikke problemindivider vil en generel bestandsregulering kunne bruges mere generelt til at reducere andelen af territoriesøgende individer og dermed måske også presset på de habitater, hvor bævere ikke ønskes.

En generel bestandsregulering vil kunne gennemføres i overensstemmelse med principperne for bæredygtigt jagt, så længe man sikrer sig at udtaget af individer ikke bringer de overordnede bestandsmålsætninger i fare. Det betyder reelt, at jo tættere en bestandstørrelse ligger på det minimale antal som skønnes nødvendigt for at sikre levedygtighed (minimum viable population size), jo nøjere skal en regulering reguleres med hensyn til, hvilke individer der skal tages ud af bestanden, og i hvilke områder det skal ske. Her skal man især være opmærksom på, at fjernelse af territoriehævdende α -individer vil kunne medføre sammenbrud af etablerede familiegupper, hvorimod udtag af enlige individer ikke vil have samme drastiske effekt. En

generel åbning af jagt på territoriehævdende individer kan således hurtigt føre til bestandssammenbrud (Parker & Rosell 2014).

Hvis ønsket med jagt/regulering er at holde bævere borte fra vise områder, vil en zonebaseret regulering/jagt på en i øvrigt levedygtig bestand formentlig kunne løse behovet for at holde bævere borte fra de områder, hvor de ikke er ønsket, uden at bestandens kerne (i form af de etablerede territorier i områder, hvor bæveren er ønsket) påvirkes negativt.

2.5 Hvilke scenarier/modeller (mindst to) forventes at beskrive bæverens spredning fra det nuværende danske udbredelsesområde, når der hhv. a) ikke gøres noget, b) fjernes dæmninger, c) aktivt flyttes/bortskræmmes dyr, d) bruges hegn, e) ydes tilskud, f) anvendes regulering.

A) Ikke gøres noget

Den jyske bæverbestand er i langsom spredning ud fra det oprindelige udsætningsområde ved Klosterheden. Spredningsmønstret er kendetegnet ved, at langt de fleste territorier fortsat ligger i området omkring Klosterheden, og ved, at enkeltindivider har bevæget sig til snart sagt alle egne af Jylland, men endnu uden at dette har manifesteret sig i etablering af nye familier i nogen væsentlig grad (Bertelsen & Nitschke 2015). Som nævnt under (2.4) hænger bæverbestandens vækst og spredning snævert sammen, og at spredningen til andre landsdele og å-systemer til en hvis grad bremses af landskabsbarrierer. Det hidtil observerede spredningsmønster viser dog også, at spredning over geografisk store afstande finder sted i udstrakt grad, således at det kun er et spørgsmål om, hvor lang tid spredningen til det øvrige Jylland vil tage.

Et kvantitativt baseret svar vil kræve en eller anden form for simuleringsmodel af spredning og bestandsetablering. Et forsigtigt kvalitativt gæt vil være, at bævere vil begynde at reproducere sig i Limfjordsområdet og Gudenåsystemet i løbet af det kommende årti (dvs. inden 2026) og etablere sig i egnede habitater i resten af Jylland i løbet af de efterfølgende 10 år. Såfremt den udsatte bestand i Nordsjælland får fodfæste, vil en bestandsspredning på Sjælland givetvist følge samme kvalitative mønster som Jylland, dvs. først en etablering i sø- og å-systemerne i Nordsjælland efterfulgt af spredning syd- og vestpå i det omfang, der måtte være egnede levesteder i tilstrækkeligt omfang. Som anført - under punkt 2.4 (A) - er der grund til at tro, at en geografisk spredning til det øvrige Sjælland vil forløbe langsommere end i Jylland.

B) Fjernelse af dæmninger

Fjernelse af dæmninger vil kunne virke hæmmende såvel som fremmende for en bæverbestands rumlige ekspansion, alt efter i hvilken sammenhæng dette måtte ske.

Effekten formodes oftere at ville være hæmmende end fremmende for bestandens spredning.

Fjernelse af dæmninger vil kunne virke hæmmende for en bestandseksponering ved at hindre bævere i at etablere familieterritorier, som i sidste ende er betingelsen for, at en bestand kan vokse - og sprede sig. Effekten vil dels være i form af reduceret bæreevne for lokaliteten, dels ved at bæverne forbliver på lokaliteterne i stadige forsøg på at udbedre de ødelagte dæmninger (økologisk fælde). Fjernelse af dæmninger vil også kunne føre til tab af individer, hvis disse som reaktion vandrer videre, eventuelt langt bort fra kerneområdet, hvor habitater er rigeligt forekommende, men artsfæller og mager mangler.

Fjernelse af dæmninger vil teoretisk set kunne virke fremmende for en bestandseksponering, hvis dette fører til, at individet vandrer længere bort fra bestandens kerneområde, og dér lykkes med at finde en mage og et egnet yngleterritorium.

Hvis dæmninger nedbrydes og fjernes i beskedent omfang, har det næppe betydning for spredningen. Hvis det derimod praktiseres i udbredt omfang, vil det have betydelig negativ indflydelse på spredning. Foreløbige erfaringer fra Vestjylland viser, at bævere, som spreder sig til nye vandløbssystemer, opholder sig kortvarigt på tilsyneladende tilfældige lokaliteter undervejs. Når der bygges opstemninger, er det tegn på, at bævere er stedfaste for en længere periode. Det kan formodes, at enlige bævere uden stærk tilknytning til et midlertidigt levested vil være mere tilbøjelige til at søge videre, hvis der fjernes dæmninger

C) Aktiv flytning/bortskræmning

Bortskræmning formodes grundlæggende at have samme effekter som fjernelse af dæmninger (se B). Som angivet under afsnit 2.4 vil aktiv flytning kunne have en mærkbart fremmede effekt på en bestandsspredning, hvis man genudsætter dyrene i egnede områder, hvor de ønskes etableret, men hvor naturlig spredning vil være langsommelig eller ligefrem umulig. I givet fald er det naturligvis vigtigt, at der udsættes dyr af begge køn i de pågældende områder.

Bortskræmning af etablerede familiegupper, vil kunne have betydning for spredningen i lokalområdet.

D) Hegning

Hegning vil i praksis ikke have nogen reel betydning. Det foregår p.t. i mindre skala fx i haver og frugtplantager, dambrug, vejunderføringer m.m., hvor det ingen betydning har for bestandsspredningen.

E) Tilskud

Fra et bestandsmæssigt synspunkt adskiller en tilskudsordning sig ikke fra en laden-stå-til-ordning (se A), med mindre tilskudsordninger afholder grundejere fra at forvalte arten negativt på egen hånd.

Tilskud kan ændre på lodsejeres holdning og medføre større tolerance overfor bæverens tilstedeværelse og aktivitet. Især omkring EU-arealstøtteordningen kan der potentielt være en gevinst med mere fleksible regler i et allerede eksisterende administrativt system. En større tolerance vurderes at have positiv virkning og fremme bestandsspredningen.

F) Regulering

Regulering vil helt sikkert have en negativ indflydelse på bestandens ekspansion, da det i sidste ende er knaphed på plads, som motiverer ungdyr til at forlade deres opvækstområde. Ved at regulere en bestand reduceres det territoriale pres på de tilbageværende individer og dermed motivet for at udvandre til andre områder.

2.6 Hvilke scenarier/modeller (mindst to) forventes at beskrive konfliktniveauet, når der hhv. a) ikke gøres noget, b) fjernes dæmninger, c) aktivt flyttes/bortskræmmes dyr, d) bruges hegn, e) ydes tilskud, f) anvendes regulering

De mest udførlige erfaringer med bæver-genudsætning og forvaltning af bæverbestande under etablering og 'mættede' bestande haves fra Tyskland og især Bayern. Her blev bæveren genudsat i 1966 (efter at have været uddød i 99 år); der blev genudsat omkring 120 dyr, og i 2013 estimeres bestanden til at være på omkring 16.000 dyr, fordelt på ca. 4500 territorier (Schwab 2013).

Fra en situation med stigende konflikter og selvtægt i 1980'erne og 1990'erne har de bayerske naturmyndigheder, i samarbejde med naturbeskyttelses- og jordbrugsorganisationer, udarbejdet en bæverforvaltningsplan, der i høj grad har dæmpet konflikterne og som stiller konkrete værktøjer til rådighed for håndtering af problematiske bævere.

Forvaltningsplanen inkluderer retningslinjer for konfliktløsning og indeholder 1) vejledning til at forhindre lokale skader på bevoksning, afgrøder, dæmninger og diger etc., 2) fjernelse eller regulering af problematiske enkeltindivider eller familier, 3) tilskud til skadelidende jordbrugere og 4) rådgivning og formidling.

Tilskudsordningen har et øvre loft på 450.000 EURO pr. år (dækkende op til 80 % af en vurderet skade)(Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit 2012). Som en konfliktdæpende foranstaltning, der har vist sig særlig effektiv, er der etableret et netværk af frivillige, uddannede 'bæverrådgivere', som bistår myndighederne med lokal rådgivning, konfliktløsning og formidling (Zahner m.fl. 2009).

A) Ikke gøres noget

Hvis man lader bestanden vokse uden indgreb af nogen art, vil bævere føre eller siden og i stadigt stigende grad etablere sig på arealer, som udnyttes af mennesker. I sin yderste konsekvens vil dette føre til, at samfundet/private vil skulle afgive habitat til bæverne. Omfanget af bæveres uhindrede udbredelse til og indflydelse på habitater af særlig værdi/interesse for mennesker er ikke modelleret, men konfliktpotentialet er indlysende stort, både økonomisk og følelsesmæssigt. Særligt i lavereliggende, dræned landbrugsområder er der en potentiel konflikt, idet bævere kan være uønskede, hvis dræning og vandafledning påvirkes. Der vil som udgangspunkt fra lodsejere være ønsker om erstatning og fjernelse af dyr.

Situationen vil ligne den bayerske i starten af 1990'erne, hvor der var udbredt modstand mod bæver hos berørte lodsejere og eskalerende konflikter mellem befolkningsgrupper som var hhv. for og i mod bævere.

B) Fjernes dæmninger

Det vurderes, at muligheden for lovligt at kunne nedbryde dæmninger lokalt kan medvirke til at begrænse konfliktniveauet. Fjernelse af dæmninger er et middel til løsning af et lokalt problem i situationer hvor bæveren er uønsket. Erfaringer fra Klosterheden Skovdistrikt viser imidlertid at denne indsats er meget omkostningskrævende og at den kun løser problemer midlertidigt, fordi bæveren genindfinder sig og genopbygger nye opstemninger. Regulering af dæmninger med pvc-rør vil være en hensigtsmæssig løsning i visse situationer.

C) Aktivt flyttes/bortskræmmes dyr

Bortskræmning af dyr vil være en midlertidig foranstaltning som ikke vil løse et lokalt problem (svarer til fjernelse af dæmninger). Flytning af dyr kan udgøre en løsning tilsvarende regulering, og vil have en midlertidig positiv effekt, som kan medvirke til at dæmpe konfliktniveauet i landbrugs- og bynære områder. Indsatsen skal opretholdes, og intensiteten af indsatsen vil afhænge af hvor tæt den lokale bestand er.

Flytning af dyr vil kræve at der foreligger et egnet sted, hvor dyrene er ønskede. I et langsigtet scenarie bør man derfor også lave en risikovurdering af mulige konflikter, der kan opstå i det område (og naboområder), hvortil dyrene flyttes. Ved flytning og regulering af individer bør man sikre sig viden om individets sociale status; ud fra dyreetiske hensyn bør der stilles særlige krav til regler for flytning/regulering, hvor der er tale om voksendyr med afkom, som er afhængige af de voksne dyr.

D) Bruges hegn

Hegning kan være en effektiv løsning i lokale situationer, hvor bæver gør skade på bevoksning, haver, frugttræer eller diger/dæmninger. Erfaringerne fra Bayern hermed er positive, men i et scenarie med en mættet bestand i et kulturlandskab kan sådanne løsninger ikke stå alene, specielt hvor bæveres dæmningsbyggeri forårsager oversvømmelser.

E) Ydes tilskud

I det omfang skadelidte parter er nøgternt økonomisk tænkende, vil økonomisk tilskud i princippet fuldt ud kunne fjerne alle konfliktpotentialer, såfremt tilskuddet 100 % dækker det påførte tab.

I det omfang en berørt part forholder sig værdimæssigt positivt til bævere, vil et tilskud på mindre end 100 % af et objektivt økonomisk tab være tilstrækkeligt til at fjerne en konflikt. Omvendt vil en part, som forholder sig værdimæssigt negativt til bævere eller den skade, de forvolder, skulle overkompenseres for sit tab for at opnå tilfredshed, om det overhoved er muligt.

I Bayern er der opnået høj grad af konfliktløsning, fordi forvaltningsplanen indeholder muligheden for økonomiske tilskud forårsaget af bæveres omfattende træfældninger og nedgnavning af træagtig vegetation eller vandstuvning og oversvømmelser, men ud fra det foreliggende skriftlige materiale er det DCE's vurdering, at konfliktløsningen er opnået, fordi der er konkrete løsningsmuligheder på forskellige niveauer, kombineret med en udførlig rådgivning og formidling.

Hvis tilskudsordninger skal være anvendelige i forhold til bæverforvaltning er der behov for at de nugældende regler i landbrugets EU-arealstøtte (*Grundbetaling*) bør gøres mere fleksible og lempelige, når det gælder temporær vandstuvning forårsaget af bæveraktivitet. Tilvejebringelse af ordninger for kompensation, eller erstatning for produktionsarealer, der mister arealstøtte, eller en generel tilskudsordning til ejendomme med stedfaste bævere vurderes at kunne medvirke til at begrænse konfliktniveauet.

F) Regulering

Muligheden for regulering (enkeltindivider eller bestande) vil kunne modvirke konflikter både ved at bibringe en teknisk løsning på problemet (dyrene forsvinder), men også ved på det psykologiske plan at give de skadelidte en følelse af mulighed for at kunne agere aktivt på problemet (følelsen af at

man kommer af med dyrene gennem aktiv handling). Hvis der gives mulighed for, at regulering kan foretages gennem en eller anden form for jagtlig aktivitet, vil bævere endog kunne blive opfattet som en jagtlig ressource (rekreativt, økonomisk), hvilket alt andet lige også vil virke konfliktdæmpende.

I etableringsfasen anses regulering for at være irrelevant. Regulering (med skydevåben) kan i en senere fase, når bestanden anses for veletableret, anvendes i særlige situationer, hvis indfangning ikke er muligt. Det vurderes, at reguleringsmulighed på sigt vil medvirke til at begrænse konfliktniveauet.

Under et scenarie med vidt udbredt bæver forekomst i Danmark vil det, for at sikre levedygtige lokale/regionale bæverbestande, forvaltningsmæssigt være hensigtsmæssigt at foretage en kortlægning af zoner, hvor regulering tillades (områder med høj grad af følsomme, dyrkede jordbrugsområder) og hvor den bør minimeres (områder med høj grad af naturindhold og hvor bæveren er ønsket). En zonebaseret regulering må naturligvis ikke være hårdere end at den nødvendige udveksling af individer mellem kerneområder sikres.

2.7 Hvilke danske erfaringer mht. vandløbsbredde og vandføring er der for, hvor bæveren bygger dæmninger?

Hvor bygger bæveren dæmninger set i forhold til vandløbsbredde og vandføring?

Siden udsætningen i 1999 på 6 forskellige lokaliteter på Klosterheden Skovdistrikt (KLS) har bæverens spredning i vandløbssystemer været kortlagt årligt, og der findes et veldokumenteret grundlag for at vurdere, hvor bævere bygger dæmninger i forhold til typer af vandløb og søer. Ved udgangen af 2015 findes der 38 registrerede lokaliteter med bæveraktivitet. Bævere anses for stedfaste i et område, når der findes bo og dæmninger samt yngleaktivitet på en lokalitet. Enlige bævere bygger ligeledes bo og dæmninger.

Erfaringer fra KLS viser, at bævere kommer vidt omkring i de vandløbssystemer, hvor bostederne findes. Det er hovedsageligt i tilknytning til bostederne og potentielle adgangsveje til løvkratbevoksninger, der laves opstemninger. Bævere kan forekomme i alle former for vandløbssystemer, fra helt små grøfter til store vandrige åer, søer og fjorde med brak- og saltvand. Vandkvaliteten synes ikke at have indflydelse på habitatvalget. Under bæverens søgning mod nye habitater vil den derfor kunne optræde i mange forskellige vandløbstyper og endog bevæge sig over land på kortere strækninger. Unge bævere, som har forladt opfostringsterritoriet og søger ud mod nyt levested og mage, formodes at anvende brinkhuler langs åer og vandløb og laver kun i begrænset omfang opstemninger.

De steder bæveren foretrækker at bygge dæmninger, viser en sammenhæng mellem vandløbenes bredde og vandføring. De foreløbige erfaringer fra overvågningen i Vestjylland og Nordsjælland baseret på synlige spor efter bæveraktivitet, fældninger og dæmningsbyggeri ved søer og i vandløb viser, at i større, vandrige åer med en bredde > 8 meter og kanaler samt ved større søer er der meget begrænset dæmningsbyggeri og kun få synlige spor efter bæver. I små og mindre vandløbssystemer med bundbredde på 1-4 meter og små søer/vandhuller er påvirkningsgraden derimod ganske betydelig, både når det gælder fysisk påvirkning af træagtig vegetation ved gnav og fældning og ændringer af hydrologien ved opstemninger.

Fordelingen af bosteder viser, at ud af 21 lokaliteter fandtes 9 faste bosteder i tilknytning til søer, 6 bosteder i små vandløb og 6 bosteder i forbindelse med mellemstore vandløb. Ved 7 mindre søer var der opstemninger i afløbene, og der var ingen opstemninger i de 2 største søer. I alle vandløb var opstemninger meget varierende i størrelse (Tabel 1). I Danmark er langt de fleste søer små og under 1 ha.

Tabel 1. Bosteder i Vestjylland, hvor der er registreret yngleaktivitet med angivelse af kategorier af vandløb og søer – samt forekomst af opstemninger.

Lokalitet for bæverbosteder 2014	Kategori Vandløb/Sø	Opstemninger	Opstemninger i sidegrøfter
Nørresø og Husby Sø	Sø > 1 ha	Nej	-
Byn, Søndersund	Sø > 1 ha	Ja	+
Tangsø og Indfjorden	Sø > 1 ha	Nej	+
Flynder Å Bækmarksbro	Mellemstor å	Ja	+
Drideå, Bækmarksbro	Mellemstor å	Ja	+
Fåremølle Å, Sinkbæk	Mellemstor å	Ja	+
Drideå, Østkærvej	Mellemstor å	Ja	+
Drideå v. Nørre Holmgaard	Mellemstor å	Ja	+
Høkær søer og kanaler	Mindre sø	Ja	+
Rørkær søerne	Mindre sø	Ja	+
Fruebæk, hele vandløbsslugten	Små vandløb	Ja	+
Musbæk, hele vandløbsslugten	Små vandløb	Ja	+
Stensbæk, Stensbæk Sø	Sø-vandløb	Ja	+
Ellebækslugten, Ellebæksøerne	Små vandløb	Ja	+
Hestbæk, hele vandløbsslugten	Små vandløb	Ja	+
Depotsøen	Sø-vandløb	Ja	+
Mølle Sø, Flynder Å	Sø-vandløb	Ja	+
Øvre Sø, Døjbæk Sø, Rishøje Sø	Sø-vandløb	Ja	+
Engene nord for Møllesøen	Små vandløb	Ja	+
Åbogård, nord for Møllesøen	Små vandløb	Ja	+
Risbæk, nedstrøms Hovedvej	Små vandløb	Ja	+

I Tabel 2 vises en oversigt over bosteder (enlige individer) med dæmningsbyggeri og lokaliteter uden dæmningsbyggeri. Ved bæverterritorier og bosteder i mindre og mellemstore vandløb findes der i reglen opstemninger i forskellig grad. Opstemninger ses oftest ved selve bæverboet, men også andre steder indenfor familieterritoriet, hvor opstemninger sikrer adgangsveje til vandløbsnære pilekrat og bruges til transport af byggemateriale til dæmninger og bæverbo. Der fandtes opstemninger i vandløb ved 10 lokaliteter. Ved de øvrige 5 lokaliteter i mellemstore vandløb fandtes der ikke opstemninger.

Tabel 2. Bosteder i Jylland (enlige individer) med angivelse af kategorier af vandløb og søer – samt forekomst af opstemninger.

Lokalitet for bæverbosteder (enlige individer)	Kategori vandløb/sø	Opstemning	Opstemninger i sidegrøfter
Damhus Å	Mellemstor å	Nej	+
Ramme Å	Mellemstor å	nej	+
Lilleå	Mellemstor å	Nej	+
Storå	Store vandløb	nej	+
Savstrup Å	Mellemstor å	Ja	+
Tvis Å	Mellemstor å	Ja	+
Idom Å	Mellemstor å	Ja	+
Hellegård Å, <i>Rovt</i>	Mellemstor å	Ja	+
Holme Å, <i>Okslund</i>	Mellemstor å	Ja	+
Bording Mose	Små vandløb	Ja	+
Vidkær Å, <i>Halkær Bredning</i>	Mellemstor å	ja	+
Vedsø, <i>Viborg syd</i>	Mellemstor å	nej	+
Skjern Å, <i>Hastrup- Rørbæk Sø</i>	Store vandløb	nej	+
Sønderup Å Himmerland	Mellemstor å	ja	+
Fjerritslev Golfbane	Mellemstor å	ja	+
Vejlerne Lunds Fjord	Mellemstor å	ja	+
Lerkenfeld Å	Mellemstor å	nej	-

Danmark har ca. 64.000 km vandløb. Hovedparten, ca. 75 %, er mindre vandløb, bække og grøfter med en bundbredde på mindre end 2,5 meter (Tabel 3).

Tabel 3. Vandløbskategorier med angivelse af bredde og samlet længde i Danmark (Pedersen m.fl. 2006).

Åbne vandløb i Danmark		
Kategorier	Bredde	Samlet længde
Små vandløb	Mindre end 2,5 meter	48,000 km
Mellemstore vandløb	2,8 – 8,0 meter	14,500 km
Store vandløb	Over 8 meter	1,500 km

2.8 Hvilken tolerance har bæveren overfor forstyrrelse, fx i form af dæmningsbrud, afledning af vand fra dam, færdsel af mennesker m.m.?

Der findes beskrivelser i litteraturen af forstyrrelse i forhold til bæver, men under forhold der ikke er direkte sammenlignelige med danske. I forbindelse med DCE's overvågningsprogram for bævere i Danmark, herunder den vestjyske bæverbestand, har man især erfaringer i forhold til publikum og afværgeforanstaltninger, som eksponerer bæveren for forstyrrelse. Generelt om bæverens tolerance for forstyrrelse gælder, at yngletiden er den mest sårbare, både når det gælder publikums færdsel i nærheden af bæverboet og fjernelse af dæmninger.

Bæveren reagerer på fært og lyde fra mennesker og dyr og undviger faretruende situationer ved at dykke og svømme bort. I flugtsituationer kan den bevæge sig hurtigt i vandet og kan i løbet af få minutter søge sikkerhed i bo eller brinkhuler. I forhold til døgnrytme er bæveren mest udsat for forstyrrelse i de tidlige morgen- og sene aftentimer, hvor den ofte ses fouragerende i bæverdammen, og i forbindelse med yngelplejen, ofte svømmende rundt med 1-års unger.

Bæveren synes ikke negativt påvirket af almindelig publikumsfærdsel. Der er flere eksempler på lokaliteter, hvor trafikerede cykel- og gangstier ligger meget tæt på bosteder, uden at det tilsyneladende påvirker bæveren. I forbindelse med de årlige bævertællinger kommer observatørerne tæt på bostederne, og det er en generel erfaring, at hvis observatøren placeres i gunstig vindretning evt. i observationsstige og dermed uden færtafgivelse, så er bæveren upåvirket i sin adfærd, men dykker straks ved den mindste lyd og fært. Ved natteobservation har der forsøgsvis været anvendt spotlight til observation, uden at der har været lyst direkte på dyrene. Bæverne var tilsyneladende ikke påvirket, idet man kunne iagttage dem under fouragering og dæmningsbyggeri helt uden tegn på forstyrrelse.

Igennem de senere år har der været udført forskellige afværgeforanstaltninger hos lodsejere, som har været generet af oversvømmelser på produktionsarealer, fx lavtliggende græsningsenge, haver og veje. Erfaringer viser, at det er nødvendigt med sagkyndig vurdering af forholdene for at anvise den mest hensigtsmæssige afværgeforanstaltning. Hidtil har man primært forsøgt at regulere dæmninger med pvc-rør, som gør det muligt effektivt at sænke vandløbsopstemningen til et acceptabelt niveau. I andre situationer, hvor bæveraktivitet har været helt uønsket, er der fysisk blevet fjernet dæmninger. Når nedbrydning af dæmninger er foretaget 2-3 gange flytter bæveren i reglen, men begynder ofte at bygge nye opstemninger på samme lokalitet i nærheden af de tidligere dæmninger. Det er uvist om enlige bævere uden territorium har en anden tolerance overfor fjernelse af dæmninger end voksne bævere, som lever i familiegupper og er territoriehævdende.

3 Referencer

Allendorf FW, Ryman N (2002). The role of genetics in population viability analysis. – I: Beissinger SR, McCullough DR (red): Population viability analysis. Side 50-85.

Allendorf FW, Luikart G, Aitken SN (2013). Conservation and the genetics of populations, November 2012. – Wiley-Blackwell University of Chicago Press, Chicago.

Bartak V, Vorel A, Simova P, Pus V (2013). Spatial spread of Eurasian beavers in river networks: a comparison of range expansion rates. – Journal of Animal Ecology 82:587-597.

Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit (2012). Richtlinien zum Bibermanagement. München. 17 pp.. + Appendices.

Bertelsen JP (2012). Overvågning af bæver i Danmark 2011. – Aarhus Universitet. Notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. 7 s.

Bertelsen JP, Nitschke M (2015). Overvågning af bæver *Castor fiber* i Vestjylland 2011-2014. – Aarhus Universitet. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. 16 s.

Boyce MS (1992). Population viability analysis. – Annual Review of Ecology and Systematics. Vol 23:481-506.

Campbell RD, Rosell F, Nolet BA, Dijkstra VAA (2005). Territory and group sizes in Eurasian beavers (*Castor fiber*): echoes of settlement and reproduction? – Behavioral Ecology and Sociobiology 58:597-607.

Charlesworth B (2009). Effective population size and patterns of molecular evolution and variation. – Nature Reviews Genetics 10:195-205.

Dolch D, Heidecke D, Teubner J, Teubner J (2002). Der Biber im Land Brandenburg. – Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 11: 220-234.

Ellegren H, Hartman G, Johansson M, Andersson L (1993). Major histocompatibility complex monomorphism and low levels of DNA fingerprinting variability in a reintroduced and rapidly expanding population of beavers. – Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 90:8150-8153.

Elmeros M, Asferg T, Søgaard B (2015). Metoder til vurdering af status og overvågning af ilder og skovmår iht. Habitatdirektivet.– Aarhus Universitet. Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, nr. 161. 50 s.

Elmeros M, Søgaard B, Wind P, Ejrnæs R (2012). Kriterier for gunstig bevaringsstatus for udvalgte arter omfattet af EF-habitatdirektivet. – Aarhus Universitet. Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 21. 114 s.

Elmeros M, Berthelsen JP, Madsen AB (2004). Overvågning af bæver *Castor fiber* i Flynder Å, 1999-2003. – Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU, nr. 489. 97s.

European Commission (2011). Assessment and reporting under Article 17 of the Habitats Directive: Explanatory Notes & Guidelines. July 2011. - European Commission. Brussels. 123 s.

Flather CH, Hayward GD, Beissinger SR, Stephens PA (2011) Minimum viable populations: is there a 'magic number' for conservation practitioners? – Trends in Ecology and Evolution 26:307-316.

Fredshavn J, Søgaard B, Nygaard B, Johansson LS, Wiberg-Larsen, P, Dahl K, Sveegaard S, Galatius A, Teilmann J (2014). Bevaringsstatus for naturtyper og arter. Habitatdirektivets Artikel 17 rapportering. – Aarhus Universitet. Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, nr. 98. 54 s.

Frosch C, Kraus RHS, Angst C, Allgower R, Michaux J, Teubner J, Nowak C (2014). The genetic legacy of multiple beaver reintroductions in Central Europe. – PLOS ONE 9:5, e97619.

Fryxell JM, Sinclair AR, Caughley G (2014). Wildlife ecology, conservation, and management. – John Wiley & Sons, Chichester, West Sussex. 509 s.

Halley D, Rosell F, Saveljev A (2012). Population and distribution of Eurasian beaver (*Castor fiber*). – Baltic Forestry 18:168-175.

IUCN (2010). Guidelines for using the IUCN red list categories and criteria. – Version 8.1. IUCN, 85 s.

Kalinowski ST, Waples RS (2002). Relationship of effective to census size in fluctuating populations. – Conservation Biology 16:129-136.

Leberg P (2005). Genetic approaches for estimating the effective size of populations. – Journal of Wildlife Management 69:1385-1399.

Nitschke M, Bertelsen JP, Wind P, Therkildsen OR, Holm TE, Damm N (2015). Overvågning af bæver *Castor fiber* i Nordsjælland 2009-2014. – Aarhus Universitet. Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, nr. 51. 48 s.

Nolet BA, Baveco JM (1996). Development and viability of a translocated beaver *Castor fiber* population in The Netherlands. – Biological Conservation 75:125-137.

Parker H, Rosell F (2014). Rapid rebound in colony number of an over-hunted population of Eurasian beaver *Castor fiber*. – Wildlife Biology 20:267-269.

Pedersen ML, Kronvang B, Sand-Jensen K, Hoffmann CC (2006). Lowland river systems – processes, form and function. – I: Sand-Jensen K, Friberg N, Murphy J (eds). Running waters. Historical development and restoration of lowland Danish streams. – National Environmental Research Institute, Ministry of the Environment, Denmark. Side 13-25.

- Piechocki R (1977). Ökologische Todesursachenforschung am Elbebiber (*Castor fiber albicus*). – Beiträge zur Jagd- und Wildforschung 10: 332–341.
- Rosell F, Pedersen KV (1999). Bever. Landbruksforlaget, Oslo. 192 s.
- Schwab, G. (2013). Biber und Bibermanagement in Bayern. Natur & Land 99 (3): 18-21.
- Senn H, Ogden R, Frosch C, Syručkova A, Cambell-Palmer R et al. (2014). Nuclear and mitochondrial genetic structure in the Eurasian beaver (*Castor fiber*) - implications for future reintroductions. – Evolutionary Applications. Vol 7:645-662.
- Shirley MDF, Harrington LA, Mill AC (2015). A model simulating potential colonisation by Eurasian beaver (*Castor fiber*) following reintroduction to Scotland. – Scottish Natural Heritage Commissioned Report, nr. 814, 39 s.
- Skov- og Naturstyrelsen (1998). Forvaltningsplan for bæver *Castor fiber* i Danmark. – Miljø-og Energiministeriet, Skov- og Naturstyrelsen. 26 s.
- South A, Rushton S, Macdonald D (2000). Simulating the proposed reintroduction of the European beaver (*Castor fiber*) to Scotland. – Biological Conservation 93:103-116.
- Soulé M, Gilpin M, Conway W, Foose T (1986). The millennium ark - how long a voyage, how many staterooms, how many passengers. – Zoo Biology 5: 101-113.
- Søgaard B, Skov F, Ejrnæs R, Nielsen KE, Pihl S, Clausen P, Laursen K, Bregnballe T, Madsen J, Baatrup-Pedersen A, Søndergaard M, Lauridsen TL, Møller PF, Riis-Nielsen T, Buttenschøn RM, Fredshavn J, Aude E, Nygaard B (2005). Kriterier for gunstig bevaringsstatus. Naturtyper og arter omfattet af EF-habitatdirektivet og fugle omfattet af EF-fuglebeskyttelsesdirektivet. – Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU, nr. 457, 3. udg. 462 s.
- Søgaard B, Wind P, Elmeros M, Bladt J, Mikkelsen P, Wiberg-Larsen P, Johansson LS, Jørgensen AG, Sveegaard S, Teilmann J (2013). Overvågning af arter 2004-2011. NOVANA. – Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet, nr. 50. 240 s.
- Vissing MS, Rasmussen NK, Fehrmann S, Sunde P (2012). Bæverens (*Castor fiber*) bestandsudvikling og spredning de første 11 år efter genudsætningen på Klosterheden. – Flora & Fauna 118:15-24.
- Zahner V., Schmidbauer M., Schwab G. (2009). Der Biber – Die Rückkehr der Burgherren. Buch- und Kunstverlag Oberpfalz, Amberg. 136 pp.

4 Appendiks

4.1 Appendiks A (2.1.2)

Tabel 4. Forslag til faglige kriterier til vurdering af bevaringsstatus for bæver på nationalt, biogeografisk niveau.*Obligate overvågningsindikatorer. FRP: Favourable Reference Population. FRR: Favourable Reference Range. MVP: Minimum Viable Population. Koderne ved negative påvirkninger og trusler henviser til EU-Kommissionens referenceliste

http://bd.eionet.europa.eu/activities/Reporting/Article_17/reference_portal

Parameter	Egenskab	Målbar enhed	Kriterium	Bemærkninger
Bestande	Levedygtige bestande	Individer	Stabilt eller stigende i forhold til FRP	Levedygtige bestande (MVP) sikrer artens overlevelse på langt sigt og forbedrer muligheden for spredning af arten til andre lokaliteter.
	*Bestande	Individer	Stabil eller stigende	Bestandene skal være stabile eller stigende i den atlantiske/kontinentale biogeografiske region.
Udbredelse	*Udbredelsesareal	Udbredelsesområde beregnet ud fra forekomst i 10x10 km-kvadrater	Stabilt eller stigende i forhold til FRR	Bæver skal forekomme i et stabilt eller stigende udbredelsesområde i den atlantiske/kontinentale region
	*Forekomstareal	Antal af 10x10 km-kvadrater med forekomst af bæver	Stabilt eller stigende	Bæver skal forekomme i et stabilt eller stigende antal af 10x10 km-kvadrater i den atlantiske/kontinentale region
Levesteder	Egnede levesteder	Antal/areal af egnede levesteder for bæver	Stabilt eller stigende	Det er nødvendigt med et tilstrækkeligt stort areal/strækning af egnede levesteder for at der kan opretholdes/skabes en selvreproducerende og levedygtig bestand.
Fremtidsudsigter	Negative påvirkningsfaktorer og trusler 1.... 2..... 3..... 4..... 5..... 6.....	Hensyntagen bl.a. ved følgende aktiviteter:	Stabil eller stigende hensyntagen og på et niveau, der sikrer langsigtet bevaring af arten.	Fremtidsudsigter er den samlede vurdering af arternes udvikling i de kommende 12 år under hensyntagen til de aktuelle påvirkningsfaktorer og de forvaltningstiltag, der skal forbedre udviklingen.

4.2 Appendiks B (2.2)

Små, isolerede bestande har ofte en reduceret genetisk diversitet (Allendorf & Ryman 2002). Populationsstørrelsen eller især den effektive populationsstørrelse (antal reproduktive individer, der får levedygtigt afkom) er bestemmende for hastigheden, hvormed der tabes genetisk diversitet.

Tab af diversitet har indflydelse på, hvordan en bestand kan reagere på fx selektion i form af ændrede miljøfaktorer (Charlesworth 2009, Leberg 2005). Ifølge conservation-genetiske anbefalinger er det et fornuftigt forvaltningsmål for en bestand at stile mod at opretholde den genetiske diversitet på 90-95 % af den observerede heterozygositet over 100-200 år (Soulé m.fl. 1986, Allendorf & Ryman 2002). Med andre ord bør en bestand maksimalt tabe 5-10 % af sin genetiske diversitet (udtrykt ved den observerede heterozygositet) i løbet af 100-200 år.

Det kan udtrykkes ved følgende formler. Det forventede tab i genetisk diversitet er $H_e = 1/2N_e$ pr generation, H_e = heterozygositet og N_e = effektiv populationsstørrelse. Efter t generationer er der stadig en heterozygositet på $H_t = (1-1/2N_e)^t \times$ observerede H_e i populationen (Allendorf m.fl. 2013).

Fælles for de udsatte bævere på Sjælland og i Jylland er, at de stammer fra Elben-bæverbestanden. Denne menes at være en relikv af den oprindelige bæverbestand i Tyskland, men der er formodentlig også udsat bævere fra andre områder i Tyskland i Elben-bestanden (fx Bayern) (Senn m.fl. 2014).

Den effektive populationsstørrelse for bæverne på Klosterheden blev beregnet med udgangspunkt dels i de estimerede tal opgivet i Berthelsen (2010), (Tabel 5, a) og med udgangspunkt i modellen for bestandsudviklingen af bæverne på Klosterheden baseret på ungeproduktion (Vissing m.fl. 2012) (Tabel 5, b).

Tabel 5. Bestandsestimater for bæverbestanden på Klosterheden.

Klosterheden	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	N_e
a) Antal voksne dyr > 2år	10	16	18	24	33	42	51	61	75	88	101	115	31
b) Antal voksne dyr	18	24	35	37,5	40,2	43,1	46,1	49,5	53,1	56,9	61	64,5	39

a) Tal fra tabel over estimerede bestandsstørrelser fra 1999-2010 (Berthelsen 2010)

b) Tal estimeret med modellen for bestandsudviklingen af bæverne på Klosterheden, der er baseret på ungeproduktion (Vissing m.fl. 2012). Årlig vækstrate blev estimeret til $\lambda=1,072$

N_e = beregnet ved det harmoniske gennemsnit.

Den effektive populationsstørrelse blev herefter beregnet ved det harmoniske gennemsnit (Kalinowski & Waples 2002) fra 1999-2010 angivet med N_e i Tabel 5. Det harmoniske gennemsnit vægter det mindste bestandsestimat højest og er et demografisk estimat for den effektive populationsstørrelse. Denne beregning viser, at den effektive populationsstørrelse i den eksisterende bæverbestand på Klosterheden er henholdsvis $N_e = 31$ og $N_e = 39$ (Tabel 4). På Nordsjælland vurderedes der at være bæveraktivitet i 7 områder 2014 (Nitschke m.fl. 2015). Såfremt det antages, at der er 2 voksne i hvert af de 7 områder, kan det antages at $N_e = 14$.

Generationstiden for bæver angives til 7,3 eller 7,9 år (Nolet & Baveco 1996). På baggrund af de nævnte antagelser omkring effektive populationsstørrelser på Klosterheden og i Nordsjælland, samt de conservation-genetiske an-

befalinger, der foreligger, er det muligt at foretage et groft estimat over, hvor stor den effektive populationsstørrelse bør være under antagelse af, at den genetiske diversitet maksimalt må falde med 5-10 % over 100 år, og sammenligne denne med de estimerede effektive populationsstørrelser (Tabel 6).

Tabel 6. Forskellen i den beregnede effektive populationsstørrelse, N_e , og den estimerede N_e for bævere på Klosterheden og Nordsjælland under antagelse af, at der tabes 5 % og 10 % af genetiske diversitet (i form af heterozygositet) over 100 år og med varierende generationstider ($H_t = (1-1/2N_e)^t$) (Allendorf m.fl. 2013).

Generations tid	100 år	N_e 95 %	N_e 90 %	N_e Klosterheden	N_e Nordsjælland
7,3 år	13,7	135	65	31,39	14
7,9 år	12,6	122	60	31,39	14

Da der ikke er foretaget populationsgenetiske analyser af de danske bæverbestande, er såvel den genetiske diversitet som indavlsniveauet ukendt. Dog betyder det lave antal udsatte individer både på Klosterheden og i Nordsjælland, at den genetiske diversitet formodentlig er lav. Det er ligeledes kendt, at den genetiske diversitet hos den eurasiske bæver i Europa generelt er lav, hvilket formodentlig skyldes, at den var tæt på udryddelse i det 20. århundrede (på grund af jagt) (Frosch m.fl. 2014).

Hvis man på trods af disse ubekendte alligevel vil forsøge at foretage en meget grov beregning af tabet af den genetiske diversitet over 100 år i de nuværende bæverbestande på Klosterheden og i Nordsjælland, er det muligt at benytte data fra genetiske undersøgelser af bævere tæt på udsætningsområdet i Tyskland. Her foreligger to populationsgenetiske undersøgelser foretaget med forskellige genetiske markører (Frosch m.fl. 2014, Senn m.fl. 2014). Den genetiske diversitet observeret i fx undersøgelsen foretaget med SNP's var $H_e = 0,16 \pm 0,008$ (SE) (Senn m.fl. 2014).

Benyttes dette estimat af den observerede heterozygositet i formlen $(1-1/2N_e)^t \times$ observerede H_e (Allendorf m.fl. 2013) sammen med de estimerede effektive populationsstørrelser for de to bæverbestande, viser beregningerne et tab af genetisk diversitet på 15-19 % på Klosterheden og 37-39 % i Nordsjælland. Det understreger, at der med de nuværende estimerede effektive populationsstørrelser i de to bæverbestande tabes væsentlig mere genetisk diversitet end de anbefalede 5-10 %.

Under antagelse af - som nævnt under afsnit 2.1.1 - at en selvopretholdende bestand bestående af 50 reproducerende bæverfamilier - svarende til $N_e \sim 100$ - må betragtes som havende gunstig bevaringsstatus ud fra demografiske overvejelser (Nolet & Baveco 1996), vil dette N_e -estimat give et tab på 5 - 10 % heterozygositet over 100 år (Tabel 6), hvilket er indenfor det anbefalede accepterede tab.

Usikkerheden om bestandsestimatet, specielt i Klosterheden, understreger behovet for mere en statistisk robust overvågningsprotokol for at følge bestandenes videre udvikling og ekspansion. Hvis bestandene p.t. er underestimerede har det konsekvenser for vurderingen af genetisk tab (som vil være lavere) og bestandenes levedygtighed. Ligeledes influerer det på, hvornår bestanden kan forventes at været "bæredygtig" og have opnået "gunstig bevaringsstatus".