



Danmarks Miljøundersøgelser
Aarhus Universitet

Faglig rapport fra DMU nr. 617, 2007

Elg i Danmark?

Vurdering af mulighederne for og konsekvenserne af
etablering af en dansk elg-bestand



[Tom side]



Danmarks Miljøundersøgelser
Aarhus Universitet

Faglig rapport fra DMU nr. 617, 2007

Elg i Danmark?

Vurdering af mulighederne for og konsekvenserne af
etablering af en dansk elg-bestand

Peter Sunde
Carsten Riis Olesen

Datablad

Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU nr. 617
Titel:	Elg i Danmark?
Undertitel:	Vurdering af mulighederne for og konsekvenserne af etablering af en dansk elg-bestand
Forfattere:	Peter Sunde og Carsten Riis Olesen
Afdeling:	Afdeling for Vildtbiologi og Biodiversitet
Udgiver:	Danmarks Miljøundersøgelser© Aarhus Universitet
URL:	http://www.dmu.dk
Udgivelsesår:	Maj 2007
Redaktion afsluttet:	Maj 2007
Redaktion:	Tommy Asferg
Faglig kommentering:	Aksel Bo Madsen
Finansiel støtte:	Rapporten er udarbejdet for Danmarks Naturfredningsforening og finansieret af midler fra Aage V. Jensens Fonde
Bedes citeret:	Sunde, P. & Olesen, C.R. 2007: Elg i Danmark? Vurdering af mulighederne for og konsekvenserne af etablering af en dansk elg-bestand. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 50 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 617. http://www.dmu.dk/Pub/FR617.pdf
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Elgen uddøde i Danmark i yngre stenalder, men lejlighedsvis har strejfdyr fra Sverige affødt et ønske om en nærmere udredning af mulighederne for at Danmark igen kan komme til at huse faste elgbestande. Ifølge computersimuleringer på baggrund af den hidtidige indvandringshyppighed fra Sverige til Sjælland i perioden 1930-2006 vil en bestandsetablering gennem naturlig indvandring i bedste fald indtræffe med 239 års mellemrum. Analyser baseret på fødetilgængelighed i den danske natur indikerer at der er livsgrundlag for levedygtige elgbestande (>75 dyr) flere steder på Sjælland og i Jylland. Elge forventes kun at forårsage få skader på landbrugsafgrøder, men vil kunne påføre skovbruget tab som følge af bidskader og øgede udgifter til vildt-hegn. Elge vil næppe udgøre nogen væsentlig trussel mod mennesker i form af angreb, men vil med den nuværende vejinfrastruktur medføre betydelige problemer for trafikikkerheden.
Emneord:	elg, Alces alces, indvandring, bestandsetablering, trafik, fødegrundlag, jagt, skovbrug.
Layout og Illustrationer:	Grafisk værksted, DMU Silkeborg
ISBN:	978-87-7772-983-6
ISSN (elektronisk):	1600-0048
Sideantal:	50
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) på DMU's hjemmeside http://www.dmu.dk/Pub/FR617.pdf
En udskrift kan købes hos:	Miljøministeriet Frontlinien Rentemestervej 8 2400 København NV Tlf.: 7012 0211 frontlinien@frontlinien.dk www.frontlinien.dk

Indhold

Forord 5

Resumé 6

1 Indledning 7

- 1.1 Elgen - en kort introduktion 7
- 1.2 Elgens forhistorie i Danmark og det øvrige Vesteuropa efter istiden 8

2 Kan en dansk elgbestand etableres gennem naturlig indvandring? 10

- 2.1 Tidligere eksempler på indvandring af elge til Danmark 10
- 2.2 Elgens fremtidige indvandringsveje 10
- 2.3 Hvad er sandsynligheden for naturlig indvandring fra Sverige? 11
- 2.4 Hvor ofte vil en begyndende bestandsetablering finde sted (simuleringsmodel)? 12
- 2.5 Hvilke tiltag kan forbedre mulighederne for naturlig bestandsetablering? 15
- 2.6 Sammendrag 15

3 Økologiske aspekter i relation til en dansk elgbestand 16

- 3.1 Krav til mindste levedygtige bestandsstørrelse 16
- 3.2 Elgens fødevalg og krav til levested 18
- 3.3 Analyse af naturgrundlaget for danske elgbestande 20
- 3.4 Konsekvenser for den øvrige natur 28
- 3.5 Sammendrag 29

4 Samfundsmæssige konsekvenser 30

- 4.1 Er elge farlige for mennesker? 30
- 4.2 Elge og trafik 32
- 4.3 Skader på skovbrug og indtægter ved jagt 41
- 4.4 Skader på landbrugsafgrøder 41
- 4.5 Sammendrag 41

5 Hvordan kan en dansk elgbestand forvaltes i praksis? 43

- 5.1 Betragtninger og anbefalinger i forbindelse med etableringen af en ny elgbestand 43
- 5.2 Betragtninger og anbefalinger i forbindelse med planlægningen og forvaltningen af en etableret elgbestand 44

6 Referencer 48

Danmarks Miljøundersøgelser

Faglige rapporter fra DMU

[Tom side]

Forord

Denne udredning, som er udført af Danmarks Miljøundersøgelses Afdeling for Vildtbiologi og Biodiversitet (DMU-VIBI) på opdrag af Danmarks Naturfredningsforening, har til formål at belyse hvorvidt der er potentiale for at Danmark i fremtiden kan rumme en eller flere faste bestande af elg (*Alces alces*).

Elgen forsvandt fra Danmark i forhistorisk tid, men er i dag vidt udbredt i vore skandinaviske nabolande helt ned til det sydligste Skåne. Også i Øst- og Centraleuropa øger elgen i udbredelse og talrighed, således at de første bestande i det østlige Tyskland måske snart igen er en realitet.

Det faktum at elge i vore nabolande tilsyneladende klarer sig udmærket i landskaber som ikke er væsensforskellig fra de skovrigeste egne af Danmark, har affødt spørgsmålet om elgen engang igen kan blive et fast element i den danske natur.

Diskussionen om hvorvidt elgen kan og skal have lov til igen at blive fast dansk faunaelement, aktualiseres med jævne mellemrum når strejfdyr fra Sverige fra tid til anden krydser Øresund og lever i den danske natur i dage, måneder og, til tider, år. I disse tilfælde er det hver gang et tilbagevendende diskussionspunkt om disse strejfer skal bydes velkommen eller fjernes.

Udredningen koncentrerer sig navnlig om tre hovedspørgsmål som behandles i hvert sit hovedafsnit:

- *Hvor sandsynligt er det, at en elgbestand vil kunne etableres alene gennem naturlig indvandring?* – Dette spørgsmål er af betydning for hvordan man skal forholde sig til de elge som – altid uventet – dukker op som immigranter fra udlandet. Spørgsmålet har også betydning for om man – i fald elgen ønskes tilbage i en del af Danmark – skal afvente en bestandsetablering ad naturlig vej eller hjælpe sagen på vej igennem udsætning.
- *Er der i den danske natur levesteder i et fornødent omfang til at understøtte en levedygtig elgbestand, og hvordan vil elge præge den øvrige natur?* – Udover det helt centrale spørgsmål om der overhovedet er et økologisk grundlag til at understøtte en elgbestand, er det relevant at vide hvordan elgen

som konsument af planter og konkurrent til andre planteædere måtte influere på den økologiske balance.

- *Hvilke konsekvenser vil en dansk elgbestand have for det øvrige samfund?* – I den forbindelse tænkes især på i hvilket omfang elge kan være til gene eller fare for mennesker, samt i hvilket omfang elge må forventes at optræde som skadevoldere eller på anden måde komme i vejen for økonomiske interesser.

Det er forfatterens håb at det med denne udredning vil blive lettere i fremtiden at føre en sagligt baseret diskussion om hvorvidt elgen skal introduceres til den danske natur eller tillades at indvandre på naturlig vis, samt i givet fald hvor der vurderes at være plads til elgene, og hvor man evt. helst vil være dem foruden.

Afslutningsvis vil forfatterne takke Marianne Ujvári og Hans J. Baagøe (Dansk Pattedyratlas), Kim Aaris-Sørensen (Zoologisk Museum) og Henrik Svensson (Svenska Jägareförbundet) for at have været behjælpelige med at stille upublicerede oplysninger til vores rådighed. Skandinavisk Dyrepark takkes for at bidrage med billeder af deres elge.

Resumé

Muligheden for at en elgbestand kan etableres gennem naturlig indvandring fra Sverige til Sjælland vurderes at være til stede. Ifølge en computersimulering vil de begivenhedssammenfald som kræves for at dette kan finde sted, indtræffe mellem 1 og 4 gange per årtusinde afhængig af de indvandrede dyrs årlige overlevelse og evne til at finde artsfæller af modsat køn. Dette estimat er baseret på at den fremtidige indvandringsrate vil være den samme som i perioden 1930-2006. I fald en bestand etableres på Sjælland, vil Storebælt formentlig virke som barriere mod yderligere ekspansion mod vest. En naturlig indvandring til Jylland vurderes kun at kunne finde sted op igennem Tyskland. Dette vurderes dog først at være en mulighed hvis der etableres faste bestande i Tyskland hvilket der ikke er for indeværende.

En analyse af den økologiske bæreevne mht. elges fødebehov, indikerer at der vil være fødegrundlag for elgbestande i to hovedområder på Sjælland (Nordsjælland og Midtsjælland) og seks i Jylland (Thy, Det nordlige Vendsyssel, Østhimmerland, Djursland, Det centrale og sydvestlige Jylland). Af disse regioner, vil det centrale Jylland i kraft af sin udstrækning kunne oppebære langt den største bestand (op til 1.700-2.000 dyr).

Da elgen i høj grad udfylder en ledig fødeniche, vil den kun i begrænset omfang konkurrere med rådyr og kronstyr om føden. Skattede fødeemner som røn og asp vil pga. af et øget græsningstryk formentlig blive bragt i en forringet konkurrencesituation i forhold til andre træarter end tilfældet er i dag.

Elge kan undertiden optræde aggressivt over for mennesker, men baseret på erfaringer fra de øvrige Skandinaviske lande, vurderes "aggressive" elge ikke at udgøre en nævneværdig sikkerhedsrisiko for skovgæster eller andre befolkningsgrupper som måtte møde elge. Oplysning om hvordan man (ikke) bør opføre sig ved møder med elge vil formentlig kunne reducere antallet af angreb til et meget lavt niveau.

Kollisioner med biler forudsiges at ville udgøre et væsentligt problem uanset hvor i landet en elgbestand måtte etableres. Hvis svenske tal for sammenhængen mellem ulykkesrisiko, hastighed og trafikbelastning overføres til danske forhold, vil danske elge have en årlig sandsynlighed på mellem

8 og 38% for at blive påkørt afhængig af landsdel (gennemsnit for alle områder: 15%). I de mindst trafikfarlige områder forventes de årlige omkostninger til ulykker at beløbe sig til mindst 5.000 kr. per elg. Hovedparten af disse udgifter vil skyldes omkostninger ved personskade. Hegning af hovedfærdselsårer forventes at kunne reducere ulykkesantallet med mellem 14 og 43%, afhængigt af område. Hastighedsnedsættelser på udsatte biveje vil dog kunne reducere ulykkestallet yderligere.

Elge forventes ikke at blive nogen betydende skadevolder på landbrugsafgrøder, men vil formentlig i nogen grad volde skade på opvækst i skovene. Samfundsøkonomisk vurderes langt den væsentligste udgift ved en elgbestand at være omkostninger forbundet med trafikulykker og forebyggelsen af trafikulykker.

I det afsluttende kapitel gives forslag til hvorledes en eventuel fremtidig dansk elgbestand mest hensigtsmæssigt kan introduceres og siden forvaltes. Ligeledes diskuteres forskellige strategier for hvorledes problemet med trafikikkerhed kan imødekommes.

1 Indledning

1.1 Elgen - en kort introduktion

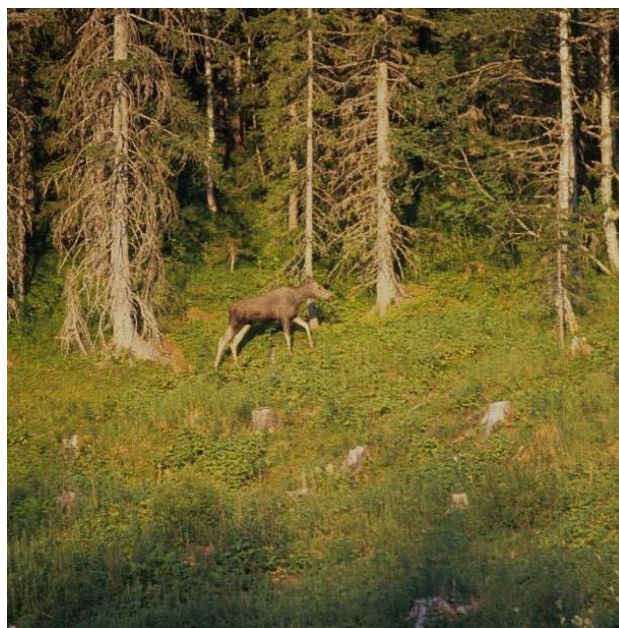
Elgen (*Alces alces*) (Fig. 1) er den største nulevende art i hjortefamilien (*Cervidae*). Artens samlede udbredelsesområde omfatter de nordlige og østlige dele af Europa, samt Asiens og Nordamerikas nåleskovsbælter. Inden for dette enorme område inddeles elgene i 7 racer (underarter), heraf tre i Eurasien og fire i Nordamerika. De elge som forekommer i Skandinavien, Østeuropa og det vestlige Rusland tilhører alle samme race, nemlig den "europæiske" elg *Alces alces alces* (L.).

Den europæiske elgbestand, Rusland fraregnet, antages at tælle omkring en halv million individer (Mitchell-Jones m.fl. 1999) hvoraf mindst halvdelen (ca. 300.000) lever i Sverige. Udbredelsesområdet omfatter også omtrent det samlede areal af Norge, Finland og de baltiske republikker samt de østligste dele af Polen. Endvidere findes der en isoleret bestand i det sydlige Tjekkiet. Strejfdyr optræder med jævne mellemrum i det østlige Tyskland, det nordlige Østrig og Ungarn samt det østlige Danmark.

Den europæiske elg er en af de mindre racer, med en typisk kropsvægt for fuldvoksne dyr på ca. 300-400 kg for køer og 400-500 kg for tyre (Ekman m.fl. 1992). I forhold til andre hjorte har elgen en meget karakteristisk profil kendetegnet ved meget lange ben, brede klove, kort hals og den lange "hængemule". Denne kropsbygning svarer til elgens helt specielle tilpasning til at kunne færdes i dyb sne og søge føde fra træer og buske op til 3 meter over jorden, dvs. en større højde end nogen anden hjort (en voksen elg har en skulderhøjde på 2 meter). Man kan populært sige at elgen har samme fødeniche som giraffen, nemlig de energirige blade, skud og knopper som ingen andre arter kan nå. På grund af denne tilpasning til at dække fødebehovet fra træer og buske er elgens krav til naturtype snævert forbundet med tilstedeværelsen af træ- og buskvegetation. Elgens fødeniche, energibehov og fødeudnyttelse er udførligt beskrevet senere i forbindelse med beregninger af det økologiske bæregrundlag for elgbestande i den nuværende danske natur.



Figur 1. Det tætteste man i dag kommer på danske elge: En elgko og elgtyr (med gevir i bast) fotograferet i Skandinavisk Dyrepark på Djursland (Foto: Skandinavisk Dyrepark).



Figur 2. En ung elg i det som i dag må betegnes som en typisk elgbiotop på den skandinaviske halvø: En 2-4 år gammel hugstflade, hvor der nu vokser en rig urtevegetation med bl.a. gederams. Efter yderligere nogle år vil hugstfladen vokse til med hurtigvoksende løvtræer som birk, asp og røn som også er fødekilder for elgen. I baggrunden ses den klimaksbiotop som vegetationen vil udvikle sig til i løbet af 50-100 år: tæt, mørk granskov med et minimum af føde for elgen. Foto: Peter Sunde.

Elgens tilpasning til at søge føde af høj kvalitet for en drøvtygger er formentligt årsagen til at elge er meget frugtbare i forhold til deres størrelse: Koen får normalt sin første kalv som 2-årig og føder sidenhen 1 eller 2 (i sjældne tilfælde 3) kalve i maj-juni måned. I jagede bestande bliver få elge mere end 5-7 år gamle. I bestande som reguleres af rovdyr (ulv, bjørn) er dyr på over 10 år almindelige, da ulve og bjørne kun i begrænset omfang er i stand til at nedlægge voksne dyr i deres bedste alder (2-10 år). Årsagen til dette skal ses i elgens effektive forsvær i form af spark med dens skarpe klove, som er en almindelig dødsårsag hos ulve. En elg som overrumpler af det, den opfatter som fjender, vil modsat andre hjortedyr ikke altid flygte, men i stedet gøre front for at forsvare sig.

Elge lever i hovedsagen hver for sig, men kan især om vinteren samle sig i små grupper på indtil en halv snes dyr. Da elge i deres fødevalg specifikt går efter områder med føde af høj kvalitet, vil det typisk kun være en lille procentdel af et skovområde som reelt bliver udnyttet. Foretrukne områder er skovens tidligste successionsstadier, dvs. hvor den modne skov er blevet fjernet. I uforstyrrede skovøkosystemer vil sådanne områder med ung skov opstå efter skovbrande. I de moderne "industriskove" opstår sådanne områder på hugstflader efter at den modne skov er blevet fældet (Fig. 2). Skovens naturlige klimaksvegetation, den tætte, mørke skovtype bestående af fuldt udvoksede træer iblandet store mængder af dødt ved, indeholder derimod stort set ingen føde til elgen. Dette betyder at en elg kan færdes over et relativt stort område på årsplan for at finde lommer med foretrukne biotoper. Da de foretrukne fødeemner veksler i type og tilgængelighed i løbet af året, ser man især i dele af Skandinavien at elge kan vandre 20-30 km eller mere mellem områder med sommer- og vintergræsning. Som det ofte er tilfældet hos pattedyr hvor hannerne kæmper om hunnerne, færdes elgtyre oftest over væsentligt større områder end elgkøer.

1.2 Elgens forhistorie i Danmark og det øvrige Vesteuropa efter istiden

Elgens forhistoriske udbredelse i det område som nu dækkes af Danmark er dokumenteret i form af hundredvis af knogle- og gevirfund hvoraf en stor del er blevet aldersbestemt vha. C₁₄-datering. En stor del af disse fund stammer fra kulturlag fra jægerstenalderens bopladser hvilket viser at elgen gennem mange tusind år udgjorde et vigtigt bytte for jægerstenalderens mennesker.

De første fund stammer fra Allerødtid (11.000-12.000 år siden), dvs. samtidig med etableringen af den første trævegetation efter isens tilbagetrækning. Datidens danske landskab har været en åben park-tundra, lidt i stil med den vegetation man finder i de nordligste dele af Skandinavien i dag. Bopladsfund viser at elgen allerede da blev jaget af de jægere der ellers havde rensdyr som deres primære bytte. Knoglefund viser at elgen forblev i landet selv da klimaet i en tusindårig periode igen blev koldere i Yngre Dryas (10.000-11.000 år siden) (Aaris-Sørensen 1988). Hyppige fund af elgrester i moser og fra bopladser tyder på at elgen har været vidt udbredt i de lyse birke- og fyrreskove i den Præboreale og Boreale periode som sidenhen fulgte (7.500-10.000 år siden). Elgen ser ud til at være uddød på Bornholm for knapt 9.000 år siden, få hundrede år efter at området blev en ø i forbindelse med stagningen i Østersøens vandspejl. I det øvrige land, som fortsat var et sammenhængende landområde, var elgen at dømme fra fundlag fra Maglemosetidens bopladser tilsyneladende vidt udbredt indtil for ca. 7.500 år siden (Aaris-Sørensen 1988). På dette tidspunkt, ved overgangen til Atlantikum, ændredes landskabsforholdene dramatisk i forbindelse med den havstigning som betød at Sjælland, Fyn og de øvrige danske øer dannedes. Få hundrede år efter denne ø-dannelse uddøde elgen på Sjælland, ikke længe efter også på Fyn. I Jylland holdt elgen tilsyneladende stand i yderligere 2.000-3.000 år, dvs. til for omkring 4.600-4.700 år siden (Kim Aaris-Sørensen, pers. komm.). Den yngste danske C₁₄-daterede elgknogle stammer fra omkring år 2.860-2.470 f.v.t. i forbindelse med bopladsen ved Kainsbakke vest for Grenå (Kim Aaris-Sørensen, pers. komm.).

I bopladsfund fra Kongemose- og Ertebølletiden udgør elgknogler en ubetydelig del af resterne sammenlignet med arter som kronhjort, rådyr og vildsvin (Aaris-Sørensen 1988) hvilket alt andet lige må tages som en indikation på at artens storhedstid i landet var ovre med overgangen fra Boreal til Atlantisk tid for 7.500 år siden. Som mulig årsag til denne tilbagegang nævnes fyrreskovenes tilbagegang ved overgangen fra Boreal til Atlantisk tid (Schmölcke & Zachos 2005). Som sandsynlig medvirkende årsag til at elgen uddøde på de danske øer nævnes den opståede geografiske isolation af disse bestande (Aaris-Sørensen 1988).

Elgens endelige forsvinden fra Jylland falder tidsmæssigt sammen med agerbrugets spredning og skovens tilbagegang i ældre bondestenalder. I sammenligning med andre store landpattedyr som også forsvandt i løbet af bondestenalder og bronze-

alder, uddøde elgen efter lossen (ca. 5.000 år siden), men før bjørnen (ca. 4.000 år siden), vildhesten (ca. 4.000 år siden), bæveren (2.500 år siden) og uroksen (ca. 2.500 år siden) (Aaris-Sørensen 1988).

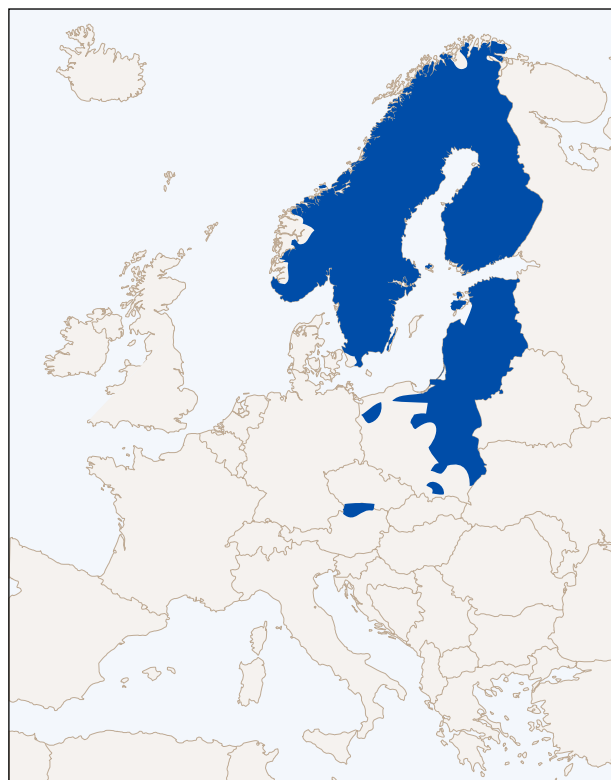
I det øvrige Vesteuropa mangler elgen fra kvartær-zoologisk fundmateriale for det nuværende centrale Frankrig fra for omkring 10.300 år siden, det vestlige Tyskland og de Britiske Øer fra for omkring 8.300 år siden og de vestlige Alper fra for ca. 4.000 år siden. I de centrale og østlige alpeegne, store dele af det centrale Tyskland samt i Holland ser det ud som om elgbestandene klarede sig et godt stykke op i romersk jernalder og den tidlige middelalder (1.000-2.000 år siden). Fra år 1.000-1.500 forsvinder elgen fra det østlige Tyskland og det sydlige Polen. I det østlige Polen forsvandt de sidste elge omkring 1830 (Schmölcke & Zachos 2005). Omtrent på dette tidspunkt nåede også den skandinaviske elgbestand sit historiske lavpunkt (Ekman m.fl. 1992).

Mens det kan diskuteres i hvilken grad klimatisk betingede ændringer i skovstrukturen har været en vigtig årsag til bestandstilbagegange i Vest- og Centraleuropa på forskellige tidspunkter i jægerstenalderen, kan der næppe herske nogen tvivl om at et for højt jagttryk i forbindelse med et stigende befolkningstal har været hovedårsagen til elgens forsvinden inden for de seneste par tusind år. Dette illustreres tydeligt ved at indførelse af fredningsbestemmelser i det 19. og 20. århundrede igen fik de europæiske elgbestande til at ekspandere. (Ekman m.fl. 1992, Schmölcke & Zachos 2005).

I Norge, Sverige og Finland har elgbestandene i tillæg til fredningsperiode nydt godt af indførelsen af det industrielle skovbrug i det 20. århundredes sidste halvdel. I den moderne skovstruktur hvor store flader fældes og siden giver plads til opvækst af ungskov har elgen fundet den habitatype som den bedst kan lide, nemlig lysåbne områder med opvækst. Elgbestandens kulmination omkring 1980 falder således sammen med at udskiftningen af moden nåleskov med åbne hugstflader nåede sit højdepunkt i 1960'erne og 1970'erne (Ekman m.fl. 1992). Det faktum at bestandstætheden af elge mange steder i Skandinavien nu kun er det halve af niveauet først i 1980'erne afspejler primært at arealet af ungskov på gamle hugstfald er vigende da store dele af de skandinaviske skove efter skov-

ningsboomet for 30-50 år siden endnu ikke har opnået hugstmoden alder.

På samme måde som i Skandinavien har de overlevende elgbestande i Østeuropa ekspanderet kraftigt i størrelse og udbredelse siden 2. verdenskrig hvor de blev lokalt udryddet de fleste steder. Polens samlede elgbestand blev således reduceret fra 1.000 til 10 dyr (Schmölcke & Zachos 2005), og elgen blev fuldstændigt udryddet i de østligste egne af det nuværende Tyskland. På nuværende tidspunkt findes der levedygtige bestande i de baltiske lande, Hviderusland og Polen samt i det sydligste Tjekkiet og nordligste Østrig (Fig. 3). Trods forekomst af adskillige strejfdyr i det østlige Tyskland har dette endnu ikke resulteret (gen)etableringen af faste bestande (Schmölcke & Zachos 2005).



Figur 3. Elgens nuværende udbredelse i Europa (Rusland, Hviderusland og Ukraine ikke medtaget). Efter Mitchell-Jones m.fl. (1999).

2 Kan en dansk elgbestand etableres gennem naturlig indvandring?

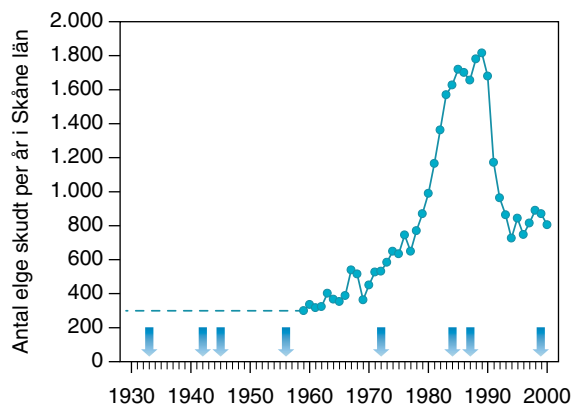
Elge foretager undertiden lange vandringer til ukendte områder og kan i denne forbindelse krydse vandbarrierer af adskillige kilometers bredde. Da der i historisk tid kendes mange eksempler på at elge af egen drift har indfundet sig på dansk territorium og levet i den danske natur i op til 18 år, melder det naturlige spørgsmål sig om en fremtidig dansk elgbestand kan etableres gennem naturlig indvandring.

2.1 Tidligere eksempler på indvandring af elge til Danmark

Der er dokumentation for at 2 elgkøer og 8 tyre ved tilsammen 7 anledninger har krydset Øresund siden 1933 (Tabel 1). Ved yderligere én anledning vendte en tyr om midt i Øresund. Alle disse indvandringshændelser har fundet sted i sommerhalvåret. Selv om Øresund i samme periode har været frosset til i adskillige vintre, kendes ingen tilfælde af elge som har forsøgt at krydse over isen. Endvidere er der ved to anledninger fundet ilanddrevne døde elge i Nordvestjylland (Tabel 1).

Af disse hændelser fremgår det at alle eksempler på dyr som er kommet i land i live er koncentreret omkring Helsingør, dvs. det smalleste sted på Øresund. Det er yderligere værd at bemærke at der blandt de indvandrende elge kun har været 1 hundyr for hver 4 handyr. Selv om 2 af 7 indvandringsforsøg blev foretaget af en gruppe individer, drejede det sig i begge tilfælde kun om tyre. Det skal endelig bemærkes at mens 3 af 4 individer som indvandrede før 1950 levede mellem 7 og 18 år, var overlevelsesperioden for de 2 individer som ikke blev indfanget umiddelbart efter ankomst i nyere tid henholdsvis 6 dage og 10 måneder før disse dyr omkom ved kollisioner med henholdsvis bil og tog.

Afhængigt af om man tæller 1956-elgen med eller ej, har der siden 1930 været 0,07-0,09 indvandringsbegivenheder til Nordsjælland fra Skåne per år, svarende til én begivenhed for hvert 10. eller 11. år (Fig. 4). Indskrænkes statistikken til perioden efter 1950 hvor væksten i den skånske elgstamme begyndte at tage fart, drejer det sig om én indvandring for hvert 11. til 14. år.



Figur 4. Fordelingen over tid af indvandringsforsøg af elg fra Skåne til Nordsjælland (pile) sammenholdt med det årlige antal skudte elge i Skåne län i perioden 1960-2000 (Data fra Svenska Jägarförbundet). Da den svenske elgbestand var i generel fremgang før 1960, angiver den stiplede linie det forventede maksimale antal årligt skudte elge før 1960. Bestanden angives at være stabil eller svagt faldende efter år 2000.

I modsætning til hvad man skulle forvente, er der ingen statistisk sammenhæng mellem elgbestandens størrelse i Skåne, indikeret ved den årlige afskydning, og sandsynligheden for at der skulle indtræffe en indvandringsbegivenhed et givet år (analyse for årene 1950-2006; logistisk regression: $\chi^2_1=1,28$, $P = 0,26$).

2.2 Elgens fremtidige indvandringsveje

Elgens indvandringshistorie i nyere tid peger på at Nordsjælland er det eneste sted i Danmark hvor en bestandsetablering gennem spontan indvandring med nogen rimelig sandsynlighed kan tænkes at finde sted. Selv om en elg er blevet observeret på en isflage i det nordlige Kattegat uden for dansk søterritorium i 1970 (Berlingske tidende 1999), må Skagerrak og Kattegat betegnes som effektive spredningsbarrierer for udvandring fra Den Skandinaviske Halvø. De to ilanddrevne elge i Jylland er formentligt druknet længe før den danske kyst har været i sigte.

Tabel 1. Dokumenterede tilfælde af naturlige forekomster af elge i Danmark siden 1933. Informationerne stammer fra Valentin-Jensen (1978), Berlingske Tidende (1999) og Ujvári (2007).

Tidspunkt for indvandring	Antal	Sted	Hændelsesforløb
1933, sept.	1 ko	Nordsjælland	Levede i Gribskov til 1951
1942, sept.	1 tyr	Nordsjælland	Døde (forstoppelse) i januar 1943
1943, sept.	2 tyre	Nordsjælland	Levede begge i Nordsjælland. Den ene skudt i 1952 (var aggressiv), den anden forsvandt i 1953
1956, maj	1 tyr	Øresund	Vendte om midt i Øresund og svømmede tilbage til Sverige
1972, sept.	1 tyr	Nordvestjylland	Iladdrevet kadaver ved Hanstholm
1972, sommer	1 tyr	Nordsjælland	Indfanget efter landgang og returneret til Sverige
1978	1 ko	Nordvestjylland	Iladdrevet kadaver
1984, sept.	1 tyr	Nordsjælland	Påkørt og dræbt på Lyngvejen efter 6 dage i landet
1986, juli	3 tyre	Nordsjælland	Da flok på 3 dyr forsøgte landgang nord for Helsingør fik sammenstimlende strandgæster 2 dyr til at svømme tilbage i Øresund hvor de døde af udmattelse. Det sidste individ blev indfanget og sendt til tysk dyrepark
1999, juli	1 ko	Nordsjælland	Vandrede fra Nordsjælland til Vordingborg. Ramt af tog øst for Ringsted 20. maj 2000

Selvom de centraleuropæiske elgbestande ekspanderer i disse år (Lachenmaier 1999, Schmölcke & Zachos 2005), må en indvandring til Jylland op gennem Tyskland for indeværende betegnes som udelukket så længe den nærmeste bestand befinder sig i det vestlige Polen, dvs. flere hundrede kilometer fra den danske grænse. Hvis der derimod i fremtiden skulle blive etableret elgbestande i Schleswig-Holstein, vil muligheden stå åben for en videre spredning op gennem Jylland. Så længe der ikke er tegn på at dette er ved at ske, må denne mulighed dog fortsat betegnes som hypotetisk.

Den følgende analyse vil derfor alene koncentrere sig om sandsynligheden for at en bestandsetablering vil kunne finde sted fra Skåne til Sjælland over Øresund. Da Storebælt må antages at udgøre en effektiv barriere for yderligere spredning (og Fyn ikke skønnes at rumme tilstrækkeligt store områder med egnet habitat - se afsnit om egnede levesteder), vurderes det at en dansk elgbestand etableret ad naturlig vej højst vil kunne udstrækkes til det sjællandske område.

2.3 Hvad er sandsynligheden for naturlig indvandring fra Sverige?

Etableringen af en elgbestand på Sjælland på grundlag af naturlig indvandring kræver følgende sammenfald af begivenheder:

1. Minimum én tyr og én ko skal optræde i landet samtidig (da det næsten udelukkende er ungdyr

som emigrerer, og migrationer foregår i månederne inden brunsten, må sandsynligheden for at en drægtig elgko skulle krydse Øresund af egen drift anses som ubetydelig).

2. Når dyr af modsat køn optræder i landet samtidigt, skal de kunne finde hinanden.
3. En tyr og en ko som har fundet hinanden, skal producere tilstrækkeligt med overlevende afkom til at grundlægge en ny bestand.
4. Den bestand som grundlægges af de første immigranter skal i eftertiden vise sig levedygtig.

Den årlige sandsynlighed for at en elgbestand etableres på Sjælland ad naturlig vej kan beskrives som produktet af sandsynligheden for at hver af disse begivenheder indtræffer.

Til hver af de fire betingelser kan knyttes følgende kommentarer:

(1) Hyppighed af samtidig optræden af dyr af modsat køn:

I perioden 1930-2006 har der optrådt elge af begge køn i Danmark i 9 ud af 76 parringsperioder. På basis af denne forhistorie kunne man umiddelbart antage at der i fremtiden vil kunne være elge af begge køn i omtrent 12% (9/76) af alle parringssæsoner. Dette er dog nok et for optimistisk estimat da elge som indvandrer i fremtiden formentlig vil overleve i kortere tid end de elge som kom til landet før 1950 pga. af stigningen i trafikken. Da den gennemsnitlige årlige dødelighed for elge i Nordsjælland som følge af trafikulykker er estimeret til 20% (se

afsnit 4.2.3 om elge og trafik), og da dødsfald også indtræffer af andre årsager, må en årlig dødsrate på 20% eller derover anses som realistisk. Da både tilfælde af indvandring og dødsfald kan betragtes som statistisk tilfældige hændelser, kan den fremtidige hyppighed af samtidig optræden af begge køn i landet estimeres ud fra oplysninger om indvandringsraten og overlevelseshraten af de indvandrede dyr.

(2) Sandsynligheden for at dyr af modsat køn rent faktisk finder hinanden og parrer sig:

Selv om elge strejfer over store områder i søgen efter artsfæller, kan man alligevel forestille sig at det må være vanskeligt at finde én bestemt artsfælle som befinder sig et andet sted på Sjælland. Dette illustreres af at ingen af de tre elgtyre som i perioden 1942-1951 levede i Nordsjælland samtidigt med en elgko nogensinde kom i kontakt med deres artsfælle selv om der i hvert fald periodevis ikke har været mere end 20 km mellem dyrene.

(3) En tyr og en ko som har fundet hinanden, skal producere tilstrækkeligt med overlevende afkom til at grundlægge en ny bestand:

Hvis en elgtyr som har fundet en elgko vil holde sig sammen med denne i resten af deres fælles levetid, vil antallet af produceret afkom afhænge af hvor mange parringssæsoner de overlever sammen. Det forventede antal afkom som vil kunne produceres af et par, vil afhænge af hvor længe begge dyr lever. Hvis chancen for at overleve fra én parringssæson til den næste f.eks. er 80% for det enkelte dyr (dvs. hvis den årlige sandsynlighed for at dø er 20%), vil sandsynligheden for at de begge er i live året efter være 64% ($80\% \times 80\%$), og sandsynligheden for at de begge lever efter to år vil være 41% ($64\% \times 64\%$). Hvis en elgtyr ikke bliver hos den ko den først har fundet, skal den årlige overlevelse endvidere multipliceres med den årlige sandsynlighed for at tyren udvandrer. Jo flere kalve som fødes (og overlever), jo større bliver sandsynligheden for at snebolden begynder at rulle, og bestanden opnår en tilstrækkelig størrelse til at komme over den kritiske nedre grænse for levedygtighed. Det er umuligt at sige eksakt hvor mange kalve der skal til for at opnå dette, da det også afhænger af kalvenes overlevelse og forbliven i koloniseringsområdet samt masser af tilfældigheder. Et meget forsigtigt bud vil være at hvis to pionérdyr efterlader sig 4-6 voksne afkom inden den ene dør, skulle der være en rimelig chance for at disse kan føre bestanden videre. Med en reproduktionsrate på 1-2 kalve årligt vil dette kræve omtrent tre vellykkede ynglesæsoner.

(4) Den grundlagte bestand skal være levedygtig:

En pionerbestand bestående af en lille håndfuld dyr vil være uhyre sårbar over for tilfældige hændelser som død og udvandring. For at en bestand skal kunne overleve på længere sigt, skal den opnå en minimumstørrelse for at være robust over for tilfældige demografiske udsving (se afsnit om mindste levedygtige bestandsstørrelse). En bestand som alene nedstammer fra et enkelt forældrepar, vil i længden også være meget sårbar over for indavl hvis den ikke vokser hurtigt i løbet af de første 2-3 generationer da tabet af genetisk variation er uhyre stort for bestande bestående af en lille håndfuld individer ("genetisk flaskehals"). På længere sigt vil dette problem antageligt mindske hvis nye kolonister med "friskt blod" når at indfinde sig fra Skåne.

2.4 Hvor ofte vil en begyndende bestandsetablering finde sted (simuleringsmodel)?

På basis af estimater for den kønsspecifikke indvandringsrate, den forventede overlevelseshrate samt sandsynligheden for at elge af modsat køn finder hinanden, er hyppigheden af påbegyndte bestandsetableringer blevet estimeret med en meget simpel simuleringsmodel udført ved hjælp af en macro i et regneark.

2.4.1 Modellens præmisser

Modellen, som er baseret på stokastiske (vilkårlige) udfald, simulerer elges indvandringsforløb, overlevelse og evne til at finde hinanden og danne par indtil de dør. Princippet for denne fremgangsmåde svarer til at estimere hyppigheden af et bestemt begivenhedssammenfald ved at kaste terninger et stort antal gange.

I modellen indvandrer elge af han- og hunkøn til landet uafhængigt af hinanden med den samme hyppighed som observeret i perioden 1930-2006. Med et regneskridt på 1 år har hver indvandret elg en given sandsynlighed for at overleve til året efter. Hvis to elge af modsat køn optræder samtidigt, angiver en anden sandsynlighed chancen for at de finder hinanden hvert år. Hvis to elge har fundet sammen, antages de at parre sig hvert år så længe de begge er i live.

Den årlige sandsynlighed for at 0, 1 eller 2 elgkøer skulle indvandre var defineret ved en Poissonfordeling med en gennemsnitlig indvandringsrate på $\lambda = 0,0263$ (2 indvandring for hver 76 år). Dvs. at i et givet år ville der være 97,4% sandsynlighed for at

der ikke indvandrede nogle elgkøer, 2,56% sandsynlighed for at der indvandrede 1 elgko og 0,03% sandsynlighed for at der ville indvandre 2 elgkøer.

Indvandringen af tyre blev simuleret på samme måde, dog blev indvandringen af enlige tyre og grupper på henholdsvis 2 og 3 tyre simuleret som forskellige begivenheder, med λ værende henholdsvis 0,0395 (3 per 76 år) og 0,0132 (2 per 76 år) og 0,0132 (1 per 76 år).

Modellen antager at der ikke lægges bevidste hindringer i vejen for elgenes indvandningsforsøg eller tilværelse i den danske natur.

Chancen for at de enkelte elge omkom fra et år til det næste blev i udgangspunktet sat til 20% hvilket svarer til den estimerede gennemsnitlige trafikdødelighed for elge i de nordsjællandske skovområder (se afsnit 4.2 om elge og trafik). Da elge i en spredningsfase kan forventes at have en forhøjet dødelighed, og da Helsingørområdet vurderes mere trafikfarligt end de øvrige områder på Sjælland, blev der endvidere kørt simulationer hvor den årlige dødelighed blev sat til 25, 30 og 35%.

Sandsynligheden for at elge af modsat køn finder hinanden kendes ikke, men blev i udgangspunktet sat til 30% per år. Da der ikke findes nogen god viden om hvor gode elge vil være til at finde hinanden, blev der også kørt simulationer for en årlig succesrate på 10, 20, 30 og 40%.

For hvert scenarium, blev simulationen kørt for en 100.000 år lang periode.

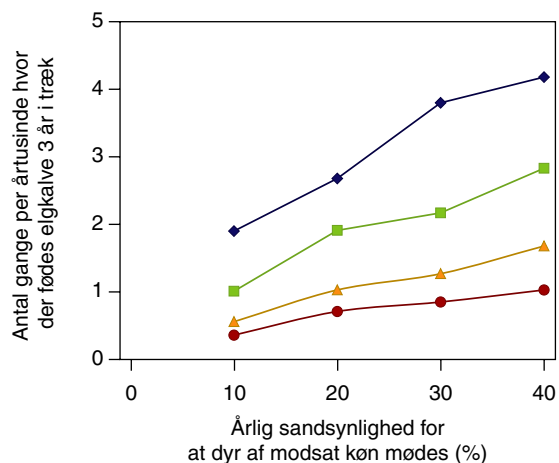
2.4.2 Resultat af simuleringerne

Med det indvandningsmønster som har kunnet observeres i perioden 1930-2006 (Tabel 1) og en årlig overlevelse for de indvandrede dyr på 80%, vil der for hvert århundrede i gennemsnit være mellem 4 og 5 parringssæsoner, hvor der vil befinde sig mindst én elg af hvert køn sig i landet (Tabel 2). Med 30% chance per år for at to elge af modsat køn finder hinanden, vil en parring finde sted én gang for hvert 136. år. For hvert 188. år vil der finde en reproduktion sted to år i træk, og én gang for hvert 236. år vil der blive produceret elgkalve mindst 3 år efter hinanden (Tabel 2). Hvis man antager at tre sæt kalve giver en nogenlunde chance for at en bestand kan blive etableret, vil dette være en chance, som vil opstå omtrent fire gange for hvert årtusinde (Fig. 5).

De forskellige simuleringer viser at hyppigheden hvormed kalve fødes i tre efterfølgende år er særdeles afhængig af de indvandrede dyrs årlige overlevelse og evne til at finde hinanden (Fig. 5). En øgning af den årlige dødelighed fra 20% til 30% vil således mere end halvere antallet af gange hvormed reproduktion vil forekomme i tre påfølgende år. Da 20% er den estimerede årlige dødelighed for stationære elge i det nordsjællandske område pga. trafikulykker alene (se afsnit 4.2 om elge og trafik), kan en årlig dødelighed på 30-35% for nyindvandrede elge i et område de ikke kender vel vise sig at være mere realistisk.

Hvis den årlige dødelighed sættes til 35% (hvilket er den estimerede årlige dødelighed for stationære elge i Helsingør-området pga. trafik, se afsnit 4.2), skal man således kun regne med at tre efterfølgende kalvefødsler vil finde sted omtrent én gang per årtusinde.

Modellen har ikke taget højde for at en del elge kan omkomme i forbindelse med selve indvandningsbegivenheden, f.eks. pga. selve udmattelsen eller ved at blive skræmt tilbage i Øresund. Hvis der skulle tages højde for disse effekter også, ville hyppigheden hvormed kalve ville blive født falde yderligere.



Årlig dødelighed: ◆ 20% ■ 25% ▲ 30% ● 35%

Figur 5. Hyppigheden hvormed der med den hidtidige (1930-2006) indvandringsrate vil blive produceret kalve i tre efterfølgende år som funktion af sandsynlighed for at to indvandrede dyr af modsat køn finder hinanden ved forskellig dødelighed. Hvert punkt angiver det gennemsnitlige antal af disse hændelser per årtusinde på basis af en simulering over 100.000 år.

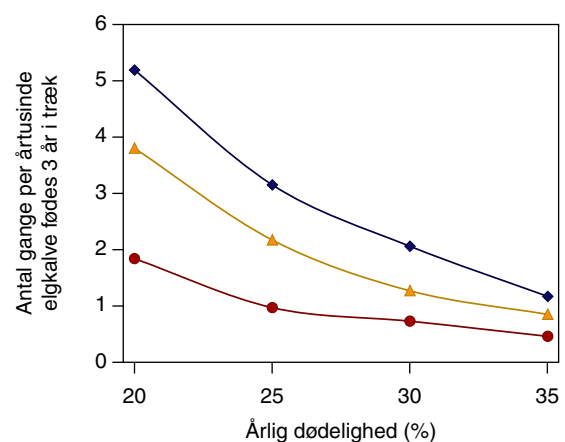
Tabel 2. Simuleringer der viser hvor ofte der samtidigt vil optræde elge af begge køn i Danmark og bliver født elgkalve i mindst 1, 2, 3, 4 eller 5 påfølgende år. Hver simulering, repræsenterende forskellig dødelighed og sandsynlighed for at finde artsfæller, blev hver kørt over 100.000 år. Til grund for alle simuleringer er lagt den samme årlige sandsynlighed for indvandring af tyre og køer som observeret i perioden 1930-2006.

Præmisser for simulering		Resultater af simulering					
Dødelighed (år ⁻¹)	Sandsynlighed for at finde mager (år ⁻¹)	Andel af tid med både tyr og ko i Danmark	Antal år mellem hver gang der fødes elgkalve det følgende antal år i træk:				
			≥ 1	≥ 2	≥ 3	≥ 4	≥ 5
20%	10%	4,3%	298	388	526	741	1.053
	20%	4,1%	178	255	373	559	840
	30%	4,5%	136	188	263	348	455
	40%	4,1%	116	166	239	339	488
25%	10%	2,9%	441	645	990	1.613	2.041
	20%	2,9%	230	345	524	952	1.587
	30%	2,8%	186	299	461	709	1.075
	40%	2,9%	149	231	353	581	870
30%	10%	2,1%	595	980	1.786	3.125	5.556
	20%	2,0%	297	521	971	1.754	2.500
	30%	1,9%	245	433	787	1.351	2.778
	40%	1,9%	194	340	595	1.190	2.273
35%	10%	1,5%	685	1.449	2.778	5.263	10.000
	20%	1,5%	418	775	1.408	2.564	4.348
	30%	1,4%	305	568	1.176	2.326	4.545
	40%	1,5%	225	448	971	1.818	4.167

De indvandrede elges evne til at lokalisere hinanden er en anden ubekendt størrelse, som har stor indvirkning på den forventede hyppighed hvormed en begyndende bestandsetablering vil finde sted (Fig. 5).

Da kun 2 ud af 10 elge som har forsøgt indvandring hidtil har været af hunkøn, er hyppigheden hvormed en bestandsetablering vil finde sted næsten direkte proportional med hvor ofte hunner vil indvandre (Fig. 6).

Da indvandringssraten af hunner er estimeret med stor usikkerhed (2 observationer i løbet af 76 år), er de her forudsagte hyppigheder hvormed gentaget reproduktion vil finde sted (Tabel 1) meget sensitive for hvad den "sande" indvandringssrate af elgkøer måtte være. Den lave andel af køer blandt de elge som hidtil er indvandret til landet stemmer i øvrigt overens med observationer af kønssammensætningen for elge som er migreret til andre lande: Af de 12 elge som i perioden 1957 til 1966 krydsede den polske grænse mod vest og syd var de 11 således af hankøn (Schmölcke & Zackos 2005).



Gennemsnitlig indvandringssrate pr. 76 år:

◆ 3 hunner ▲ 2 hunner ● 1 hun

Figur 6. Hyppigheden (antal gange per årtusinde) hvormed en indvandret elgko og elgtyr vil producere kalve tre på hinanden følgende år som funktion af de indvandrede elges årlige dødelighed ved tre forskellige indvandringssrater af elgkøer. Hvert punkt angiver det gennemsnitlige antal af disse hændelser per årtusinde på basis af en simulering over 100.000 år. Den tykke, sorte linie angiver den estimerede hyppighed af tre efterfølgende fødsler ved den hidtil observerede indvandringssrate af elgkøer, nemlig 2 i løbet af 76 år. Den årlige indvandringssandsynlighed af elgtyre var ved alle simuleringer sat til at være den samme som i perioden 1930-2006, og sandsynligheden for at to elge af modsat køn kunne finde hinanden var sat til 30% per år.

2.4.3 Konklusion på basis af modellens forudsigelser

Under alle kørte scenarier forudser simuleringsmodellen at en begyndende bestandsetablering på basis af spontant indvandrede dyr faktisk vil finde sted fra tid til anden. Under selv de mest optimale forhold vil en begyndende bestandsetablering på basis af spontant indvandrede dyr dog være en begivenhed som højst vil indtræffe med adskillige hundrede års mellemrum. Da en håndfuld afkom efter et par førstegenerationsindvandrere ikke i sig selv sikrer at en pionerbestand overlever i mere end nogle få år, vil en egentlig bestandsetablering være en endnu sjældnere begivenhed.

Udover at være afhængig af selve indvandringssraten (navnlig af elgkøer) vil hyppigheden hvormed der vil blive født elgkalve mindst tre år i træk, i høj grad afhænge af de indvandrede dyrs gennemsnitlige overlevelse og deres evne til at finde hinanden.

Afslutningsvis skal nævnes at modellen ikke tager højde for muligheden af indvandring af flokke med blandet kønssammensætning. Hvis dette skulle ske, vil sandsynligheden for at en sådan indvandring begivenhed resulterer i efterfølgende reproduktion naturligvis være langt højere end ved selvstændig indvandring af hunner og hanner da disse dyr vil være sammen fra starten og måske endda udgøre en gruppe på mere end to individer hvilket vil gøre den mere robust over for dødsfald.

2.5 Hvilke tiltag kan forbedre mulighederne for naturlig bestandsetablering?

Af naturlige grunde har man fra dansk side ingen indflydelse på indvandringssraten bortset fra at man kan søge at undgå at elge som måtte påtræffes i Øresund hindres landgang.

Da sandsynligheden for at indvandrede elge vil få afkom afhænger af deres årlige overlevelse og evne til at finde artsfæller af modsat køn, vil alle tiltag som kan øge disse to faktorer virke positivt i en indvandringssituation.

Da trafikulykker må imødeses at blive langt den hyppigste dødsårsag for de elge som måtte indvandre i fremtiden, skal overlevelsesfremmende tiltag for indvandrede elge ses i snæver sammenhæng med forebyggelse af kollisioner med bil og tog. Det giver selvfølgelig også sig selv at der ikke drives jagt på dyrene (elgen er i udgangspunktet totalfre-

det i henhold til den danske jagtlov). Ud over trafikplanlægning i de områder hvor elge opholder sig, vil det bedste tiltag formentlig være at undgå at presse og stresse elge i de områder hvor de måtte befinde sig. Dette vil formentlig især være vigtigt i de første dage og uger efter indvandring hvor dyret til stadighed befinder sig i nye, ukendte omgivelser. Ud over at et dyr som netop har svømmet over Øresund vil være fysisk udmattet og dermed i særlig grad være sårbar over for yderligere stress, kan sådanne individer i udgangspunktet være disponeret for at ville fortsætte deres vandringsadfærd. En fortsat vandringsadfærd vil i sig selv være farligt, da et dyr under vandring i ukendte omgivelser oftere vil komme ud for ulykker, fx. pga. trafik. Selv hvis en sådan udvandring ikke i sig selv skulle medføre døden, vil en udvandring fra et immigrationsområde kunne mindske sandsynligheden for at dyret kan møde artsfæller som måtte indvandre på andre tidspunkter. I det omfang det er muligt bør det derfor overvejes hvordan forstyrrelse fra publikum kan begrænses i de første uger efter at en elg måtte være indvandret. Hvis en elg skulle befinde sig på et sted hvor den skønnes at være til fare for mennesker eller sig selv, kan man som alternativ til at forsøge at "presse" dyret bort overveje muligheden af immobilisering (bedøvelse) og translokation (flytning) til skovområder der vurderes som værende mere sikre og uforstyrrede. Da forskellen mellem translokation af et individ inden for rigets grænser i forhold til over rigets grænse kan diskuteres, vil der imod den sidste løsningsmodel naturligvis kunne indvendes at der da ikke længere er tale om en naturlig vandring, men teknisk set en reintroduktion.

2.6 Sammendrag

En indvandring til Jylland fra Centraleuropa vurderes ikke at være realistisk så længe der ikke er elgbestande i Tyskland. En bestandsetablering af elg på Sjælland gennem naturlig indvandring fra Sverige er en (meget) lille teoretisk mulighed. Ifølge en simuleringsmodel er tidsperspektivet for hvor lang tid det vil tage inden dette lykkes langt ud over hvad man normalt kan vil kunne planlægge efter. Da chancerne for at en spontan indvandring resulterer i etableringen af en bestand i høj grad afhænger af dyrenes overlevelschancer og evner til at finde hinanden, kan man søge at modvirke at dyrene dør ved ulykkestilfælde eller vandrer ud af de områder hvor chancerne for at der vil dukke artsfæller op er størst.

3 Økologiske aspekter i relation til en dansk elgbestand

3.1 Krav til mindste levedygtige bestandsstørrelse

En bestand må have en vis minimumstørrelse for at være levedygtig, dvs. at den er robust over for at uddø i løbet af en længere årrække. Dette minimumsantal benævnes "den mindste levedygtige bestandsstørrelse" (Engelsk: Minimum viable population size). Ikke mindst i forbindelse med planlagte (re)introduktioner af dyr til naturområder hvorfra de længe har været borte, er det derfor vigtigt at sikre sig at der ikke blot findes naturområder hvor dyrene kan leve og formere sig, men at de også har en størrelse til at understøtte en hel bestand. I forbindelse med en planlægning af elgens tilbagekomst til Danmarks natur vil det første spørgsmål som melder sig derfor være hvor mange dyr der skal til for at en ny dansk elgbestand ikke skal uddø efter kort tid.

Af gode grunde kan man aldrig vide med bestemtthed om en bestand er levedygtig før den er uddød. En vurdering af en bestands levedygtighed beror derfor på en prognose over hvor sandsynligt det er at den vil uddø inden for et bestemt tidsrum. Jo større en bestand er, jo mindre er denne risiko. En bestands levedygtighed afhænger imidlertid også af en række andre faktorer såsom hvor skævt yngle-succesen er fordelt mellem bestandens forskellige individer, og hvor isoleret dyrene lever i forhold til hinanden. Disse faktorer må nødvendigvis inddrages i en vurdering af hvor mange individer en bestand mindst skal bestå af for at have en fremtid.

I hovedsagen skelner man mellem to typer af faktorer som har indflydelse på hvor mange dyr der skal til for at sikre en levedygtig bestand: Demografiske og genetiske.

3.1.1 Demografiske faktorer

Hvis en bestand består af for få individer, kan der opstå demografisk ubalance (af tilfældige årsager kan der komme til at mangle enten hanner eller hunner), som mindsker bestandens chancer for videre formering. Dette er især et problem for bestande som af naturlige årsager fluktuerer i antal, eller hvor de enkelte individer enten lever meget spredt eller i adskilte bestandslommer (hvis disse småbestande ikke er levedygtige hver for sig, men gennem en regelmæssig kontakt med andre små-

bestande alligevel kan opretholde en overordnet bestand, taler man om en meta-population). Til naturlige fluktuationer skal også regnes de epidemiske sygdomsudbrud som med års mellemrum decimerer lokale vildtbestande til en brøkdel af deres sædvanlige størrelse (af relativt nylige eksempler fra Danmark, kan nævnes harepesten i 1980'erne eller ræveskabsepidemien i 1990'erne).

Der kan ikke siges noget endegyldigt om hvor stor en bestand skal være for at være robust over for tilfældig demografisk ubalance og naturlig variation i miljøforhold. Der findes imidlertid nogle nyttige tommelfingerregler.

For elge i en sammenhængende bestand hvor den primære dødelighed vil være styret af en afskydning som kan tilpasses bestandens status, vil man formentlig i de fleste år kunne holde en lille bestand i demografisk balance. Hvis en elgbestand består af 45% køer, 30% tyre og 25% kalve, hvilket er den anbefalede sammensætning for en høstet bestand ved vintertid (Ekman m.fl. 1992), vil det med en bestand på 50 dyr svare til ca. 22 elgkøer som årligt vil føde 30-35 kalve. En så lille bestand vil dog kræve en meget nøje overvågning for at undgå at man utilsigtet kom til at skyde for mange dyr af en bestemt køns- og aldersklasse, og der vil være en meget lille "buffer" til at imødekomme tilfældige begivenheder. Hvis en elgbestand derimod skal være robust over for "rigtige" katastrofer i stil med den kvægpest som i 1890'erne reducerede de østafrikanske klovdyrbestande med 90% i visse områder, skal den bestå af adskillige hundrede eller tusinde individer (Soulé 1987).

3.1.2 Genetiske faktorer

Små og isolerede bestande løber en fare for på længere sigt at miste genetisk diversitet og blive indavlede. I svære tilfælde kan indavl medføre svækket vitalitet, såsom lavere frugtbarhed, øget forekomst af misdannelser og sygdomme, faktorer som påvirker bestandens reproduktionsrate. Sådanne "indavlsdepressioner" kan ikke mindst være et problem for bestande som nedstammer fra nogle få individer og/eller har været små igennem flere generationer. Som eksempel herpå kan nævnes den svensknorske ulvebestand som nu lider af reduceret frugtbarhed endskønt den tæller flere hundrede individer. Årsagen til dette skal ses i lyset af at hele be-

standen nedstammer fra kun 3 individer og gennem næsten to årtier bestod af en lille håndfuld dyr (Liberberg m.fl. 2005).

En tommelfingerregel siger at en bestand skal have en "effektiv bestandsstørrelse" (N_e) på mindst 40-50 dyr (Futuyma 1986) for at undgå tab af genetisk diversitet. Med "effektiv" forstås det antal individer i bestanden som reelt bidrager til reproduktionen: Hvis der i en bestand er individer som enten ikke er reproduktivt aktive eller som bidrager uforholdsmæssigt lidt til formeringen (f.eks. hvis der er et skævt forhold mellem antallet af hanner og antallet af hunner eller hvis alle hunner kun parrer sig med en enkelt eller nogle få hanner), er N_e mindre end den totale bestandsstørrelse (N_t). I den forbindelse opererer man undertiden med begrebet N_t/N_e -ratioen, dvs. forholdet mellem den reelle og den effektive bestandsstørrelse.

Det er ikke ligetil at beregne N_e eksakt for bestande der, som det er tilfældet med elgen, har overlappende generationer, dvs. hvor afkom kan begynde at reproducere sig sideløbende med at deres forældre fortsat får afkom. Et godt skøn kan imidlertid opnås ved at benytte formlen:

$$N_e = \frac{4 \cdot N_m \cdot N_f}{(N_m + N_f)}$$

hvor N_m er antallet af reproducerende hanner, og N_f er antallet af reproducerende hunner.

Hvis en elgbestand som nævnt tidligere består af 45% køer, 30% tyre og 25% kalve, skal man ved beregningen af den effektive bestandsstørrelse både tage hensyn til at kun 75% af dyrene er reproduktivt aktive, og at der af disse er en halv gang flere hunner end hanner. Dette betyder i så fald at det totale antal dyr skal være 39% højere end den effektive bestandsstørrelse. I det konkrete tilfælde betyder det at en bestand på 139 dyr bestående af 45% (62-63) køer, 30% (42) tyre og 25% (35) kalve reelt svarer til en bestand af 100 yngledygtige dyr med en lige kønsfordeling. Dette gælder vel at mærke dog kun hvis alle kønsmodne tyre er lige succesfulde mht. parringer. Dette er ikke en rimelig antagelse for en elgbestand idet elgtyre kæmper om køerne, og kun de stærkeste tyre får lov til at give deres gener videre i et givet år. Hvis det antages at denne reproduktive skævhed svarer til at kun halvdelen af de kønsmodne tyre opnår parringer, resulterer det i at N_t bliver 78% højere end N_e . I tal betyder det at for at opnå en effektiv bestandsstørrelse på 40-50 dyr, skal bestanden tælle henholdsvis 56-69 eller 71-89

individer, afhængigt af hvilket estimat for forholdet mellem N_t og N_e man vælger at bruge.

En bestandsstørrelse på over 75 dyr burde derfor sikre selv totalt isolerede elgstammer mod indavl i løbet af en overskuelig fremtid. Dette estimat gælder dog ikke hvis hele bestanden nedstammer fra et lille antal dyr. I lyset af at en fremtidig dansk elgbestand med stor sandsynlighed enten vil nedstamme fra 2-3 indvandrede pionerer eller fra et lille antal udsatte individer, bør man i forvaltningen tage højde for at en genetisk flaskehals ved etableringstidspunktet kan have konsekvenser for resten af bestandens levetid.

3.1.3 Hvor mange dyr skal der til?

For at give nogle meget generelle retningslinier for hvor få elge et område minimum skal kunne oppebære, foreslås det at en fuldstændig isoleret bestand skal bestå af minimum 75 dyr. En bestand af denne størrelse må vurderes som rimeligt robust over for tilfældige demografiske begivenheder såvel som indavl inden for et overskueligt antal generationer, men den vil være sårbar over for større katastrofale begivenheder. I et længere tidsperspektiv vil sådanne bestande dog kunne behøve supplerende udsætninger af dyr med "friskt blod" for at modvirke langsigtede negative effekter af indavl. Bestande bestående af 200 dyr eller mere vil formentlig være levedygtige i et perspektiv på flere hundrede år.

Bestande som med flere års mellemrum udveksler individer med andre bestande, vurderes at kunne bestå af ned til 40-50 individer såfremt de forvaltes fornuftigt. Sådanne bestande vil være sikret mod indavl pga. udveksling af genetisk materiale med andre bestande, men vil være sårbare over for større katastrofale begivenheder eller en uforsigtig afskydningspolitik.

I områder som årligt eller med få års mellemrum udveksler individer med nabobestande vurderes bestanden at kunne bestå af ned til 15-30 individer. Sådanne delbestande vil kun være levedygtige i kraft af at de indgår i en større meta-population. Disse småbestande vil være meget udsatte for at forsvinde i perioder pga. uddøen eller udvandring, men vil også kunne re-etableres ved immigration fra naboområder.

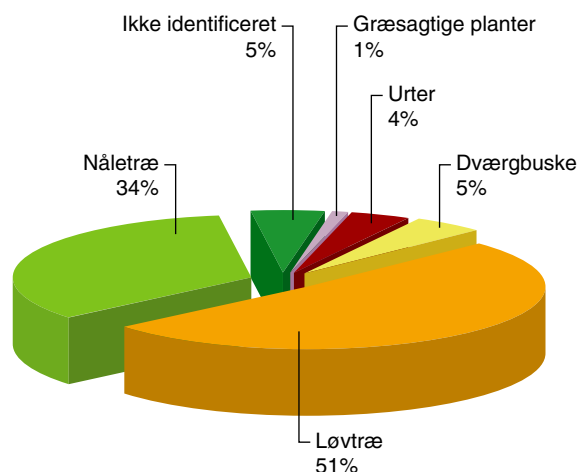
3.2 Elgens fødevalg og krav til levested

3.2.1 Elgens fødeniche

Som for andre planteædere er elgens fødevalg dynamisk, dvs. at det kan variere over året og med leveområdets geografiske placering pga. variation i udbuddet. Uanset fødestrategisk tilpasning vil en planteæder altid æde fødeemner af god kvalitet hvis de er lette at få fat i, dvs. er tilgængelige i den nødvendige mængde. Gennem konkurrence med andre planteædere har nogle arter udviklet specialiserede og minimalt overlappende fødenicher.

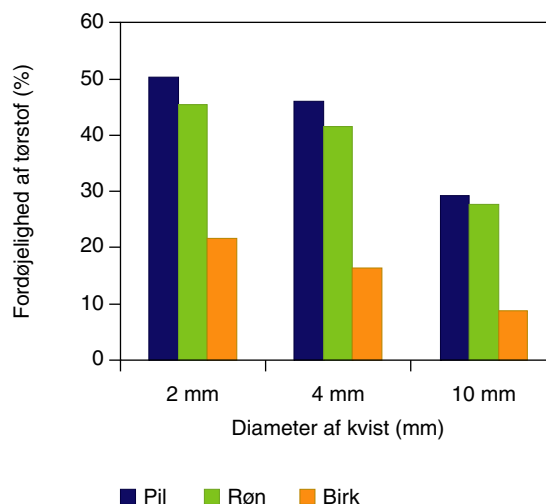
Elgen er en drøvtygger som med sin kropsvægt på 300-400 kg og deraf følgende minimale vægtspecifikke energibehov burde være generalist og vælge føde af relativ dårlig kvalitet (lav fordøjelighed). Studier af fordøjelsessystemets anatomi og elgens fødevalg viser dog at den kan kategoriseres som "koncentrat-selektierende" på linie med rådyret. Begge arter lever fortrinsvis af relativt letfordøjelige plantedele. En sandsynlig forklaring på denne evolutionære gåde er at elgen har udviklet så lange ben at den primært fouragerer i en højde (op til 3,5 meter) hvor den ikke har haft konkurrence fra andre arter. Den har med andre ord frit kunnet vælge den bedste fødekvalitet og har derfor udviklet et fordøjelsessystem svarende dertil.

Mysterud (2000) har sammenstillet 32 svenske og norske studier af elgens fødevalg. Som et groft gennemsnit fremgår det af Fig. 7 at elgens hovedfødekilde helt overvejende udgøres af "browse", dvs. skud, knopper og kviste af løv- og nåletræ (85% på årsbasis). I Skandinavien vælger elgen især løvtræ (51% på årsbasis), men nåletræ udgør dog med 34% en ganske væsentlig del af føden. De vedagtige planter anvendes hele året, men med størst vægt fra efterår til forår. Nåletræ udnyttes næsten udelukkende i perioden september-maj. Af løvtræ foretrækker elgen røn, pil, bævreasp, ask, eg og birk, mens det blandt arter af nåletræ i helt overvejende grad er skovfyr der ædes. Rødgran udnyttes ganske sjældent, i praksis kun når alternative fødemuligheder er fuldt udnyttede. Elgen tager både tynde grene og knopper af skovfyr, men skræller også bark i de tidlige forårmåneder. Bark skrælles også af de fleste løvtræer, dog ikke birk.



Figur 7. Den skandinaviske elgs valg af hoved-fødegrupper opgjort på årsbasis. Værdierne er beregnet som et gennemsnit af 32 svenske og norske studier af elgens fødevalg (Mysterud 2000).

Der foreligger undersøgelser over fordøjeligheden af kviste fra røn og bævreasp som bekræfter at det typisk er årsskud op til en diameter på ca. 4 mm der ædes. Ved større kvistdiameter falder fordøjeligheden af tørstof fra knap 50% til 30-35% (Fig. 8). Fordøjeligheden af birk ligger selv for kviste under 2 mm i tykkelse så lavt som 22%, men elgen synes alligevel at konsumere denne art ganske flittigt (Hjeljord m.fl. 1982).



Figur 8. Fordøjelighed af tre løvtræarter som funktion af kvistdiameter (Hjeljord m.fl. 1982).

Elgen udnytter føde fra dværgbuske (5 % på årsbasis), især arterne blåbær, mosebølle og lyng. For disse plantearters vedkommende vil elgen konkurrere stærkt med bl.a. rådyr og krondyr. Blåbærris er en vidt udbredt og højt præfereret fødekilde for både rådyr og elg i det nordlige Skandinavien. I Danmark har denne fødekilde begrænset udbredelse.

På grund af elgens korte hals og lange ben har den vanskeligt ved at udnytte kort græs og lave urter og konkurrerer derfor ikke med rådyr eller krondyr på dette område. Det ses dog at elgen knæler ned på forbenene for at fouragere på græsarealer. Elgen er tilpasset fouragering i "træhøjde", og graver derfor heller ikke i sneen eller jorden med klovene som det er typisk for krondyr og rådyr. Hvis snedækket overstiger 30 centimeter, lever elgen udelukkende af knopper og kviste fra løv- og nåletræer. Urter og græsser udgør kun ca. 5% af det årlige fødeindtag. For urternes vedkommende udnyttes en lang række arter gennem sommerperioden. Den enkelte art er sjældent kvantitativt dominerende, men typisk er f.eks. stor gederams som også forekommer hyppigt på nyligt afdrevne skovarealer i Danmark. Netop denne art præfereres ligeledes stærkt af kron- og rådyr.

I Nordamerika er elgen kendt for at udnytte vandplanter gennem sommerperioden. Elgen kan bunde på relativ stor dybde, og vandplanterne er letfordøjelige og indeholder meget natrium. Det meget letopløselige mineral natrium er ofte i underskud hos drøvtyggere i forårsperioden hvor mineralet let udvaskes af kroppen pga. fødens stærkt stigende vandindhold.

Elgen lever som rådyret ganske solitært og er ikke polygam i samme grad som krondyr, kvæg og heste. Det er almindeligt at kun ko og kalve følges, mens mindre rudler kun ses i vinterperioden. Det typiske habitatvalg er vidtstrakte skovområder med en nåletræsdomineret åben blandingsskov i forskellige aldre med åbne moseområder og søer imellem. Især skovområder hvor den dominerende træart er

skovfyr med spredt opvækst af røn, birk, asp og pil samt bundvegetation med blåbær og lyng er attraktive elgområder. I Danmark findes ikke tilsvarende udbredte elghabitater, men til gengæld vil produktiviteten i de egnede områder være væsentlig højere end i Nordskandinavien.

Den kraftige bestandsmæssige fremgang i 1970'erne i Sverige og Norge hang med stor sandsynlighed sammen med introduktionen af mere effektive skovdriftsformer hvor store arealer med ensaldrende træer blev afdrevet og gav grobund for en ypperlig naturlig opvækst af præfererede løvtræarter over de følgende to årtier.

Ligesom fødevalget vil elgens habitatvalg og aktivitetsområde (home-range) variere meget i relation til forskellige leveområders beskaffenhed og tidspunkt på året. Angivelser af home-range for elgen er således ekstremt variable, sandsynligvis fordi dyr i nogle områder har udviklet et sæsonbestemt vandringsmønster mellem fødeområder. Ud fra 19 individuelle studier af home-range for elge viste variationen sig at være fra 210 ha til 10.300 ha i sommerperioden og 250-11.300 ha i vinterperioden. Ses der udelukkende på resultater fra Skandinavien, er home-range sjældent over 1.000 ha (Mysterud m.fl. 2001). Home-range for arten kan være overlappende.

3.2.2 Beregning af elgens energibehov

Ved beregning af elgens behov for energi som grundlag for estimering af det mulige antal dyr i et givet område (bæreevnen) er det nødvendigt at anvende generelle sammenhænge for pattedyrs energiforbrug. Udgangspunktet for beregningerne er et årdsdyr (dyreenhed) som er den dyriske biomasse (inkl. unger) der vil belaste ressourcegrundlaget. Dette vil sige at faktoren inkluderer et hundyrts ungeproduktion i halvdelen af året. Bestanden forudsættes at være stabil, dvs. at et antal dyr svarende til den årlige produktion dør i løbet af vinterperioden.

Tabel 3. Beregning af det årlige energiforbrug for en elg (årdsdyrsenhed) under forudsætning af ligelig kønsfordeling og optimal reproduktion.

Kropsvægt, Han (kg)	Kropsvægt, Hun (kg)	Biomasse, unger ½ år (vurderet) (kg)	Basis for unge biomasse (antal*kg)	Biomasse total for et årdsdyr (dyreenhed) (♀:♂=1)	Metabolisk vægt (kg ^{0,75}) (♀:♂=1)	Årligt energiforbrug MJ/årdsdyr (♀:♂=1)
440	331	200	2*100	435,5	95,3	20.601

Dagligt energiforbrug til vedligehold for almindelige pattedyr kan udtrykkes som en funktion af kropsvægten: $(KJ) = 293 \cdot BW^{0,75}$, hvor BW = kropsvægt. Imidlertid anvender alle dyr også energi til den daglige aktivitet og opretholdelse af kropstemperaturen. Inkluderer disse forhold har det vist sig at det generelt forholder sig således at pattedyrs faktiske daglige energibehov følger formlen: $(KJ) = 592 \cdot BW^{0,75}$ (Robbins 1993). Ud fra denne sammenhæng kan det årlige energiforbrug beregnes.

Ved anvendelse af disse relationer opnår man ganske realistiske estimater af energiforbruget. Bedømt ud fra konkrete stofskifteforsøg med elg og rådyr viser estimaterne kun en meget beskeden underestimering.

Et væsentligt forhold som energibegningerne ikke tager højde for, er at vildtlevende dyr nedsætter deres stofskifte og fødeindtag væsentligt i vinterperioden. For rådyr er det ganske godt dokumenteret, at energiforbruget falder med ca. 30% i forhold til sommerperioden (Olesen m.fl. 1998). Dette kan skyldes både en indbygget fysiologisk funktion (regulering af basalstofskiftet), og at de fleste vildtlevende dyr er mindre aktive i vinterperioden. Det beregnede årlige energiforbrug kan på grund af disse forhold være overestimeret.

3.2.3 Bestandstætheder i omgivende lande

Kun på et meget overordnet plan er det muligt at sammenligne tætheder i eksisterende bestande. Bestandstætheden i et givet område er primært et produkt af den tilgængelige fødemængde. Kun i store vegetationsmæssigt homogene områder kan man reelt sammenligne tætheder. Det skal endvidere tages i betragtning at de fleste elgbestande i Europa bliver holdt på et lavere niveau end det fødegrundlaget tilsiger for at reducere de bidskader som elge påfører skovbruget.

I den internationale litteratur er der publiceret en del resultater vedrørende tætheder af elg. Ved at betragte disse resultater (Tabel 4) kan man danne sig et indtryk af den store variation i bestandstæthed af elg. På kommune- eller regionsniveau befinder de fleste elgbestande i Norge og Sverige sig således mellem 1 og 2 dyr/km².

3.3 Analyse af naturgrundlaget for danske elgbestande

3.3.1 Udvælgelse og afgrænsning af mulige levesteder til nærmere analyse

Da elge kræver større, sammenhængende træbevoksede områder for at finde tilstrækkeligt med føde, og bestandstætheden i selv de gunstigste habitater sjældent overskrider 2 individer per km², vil der kun være plads til en levedygtig elgbestand i de del af landet hvor sådanne naturtyper forekommer.

Da egnede levesteder for elgens vedkommende først og fremmest vil sige områder bevokset med træer og buske (herunder lyng), må en evaluering af det danske landskabs egnethed som levested for elgen i udgangspunktet tage afsæt i de områder af landet hvor man finder den største dækning af udyrkede, træ- og lyngbevoksede arealer. På et danmarkskort er disse områder let identificerbare ud fra kortsignaturerne for skov og hede på topografiske kort. Disse områder er også let genkendelige på kort baseret på satellitfotos hvor de forskellige vegetationstyper (nåleskov, løvskov, hede osv.) kan klassificeres ned til en skala på 25 x 25 m.

Udvælgelsen og afgrænsningen af de evaluerede områder blev således foretaget på et subjektivt grundlag, men efter følgende objektive retningslinier:

Ved udvælgelsen af de enkelte delområder blev der lagt vægt på at der inden for hvert af disse var et eller flere større (> 10 km²) sammenhængende områder med skov eller skovlignende bevoksning, og at det samlede areal med egnet fourageringshabitat som hovedregel skulle overstige 20 km². Der blev endvidere lagt vægt på at det enkelte område sammen med de sammenhængende naboområder som det årligt kunne udveksle individer med tilsammen skulle rumme mindst 70 km² skov eller skovlignende vegetation.

Tabel 4. Oversigt over angivne bestandstætheder af elg i Polen, Sverige og Norge.

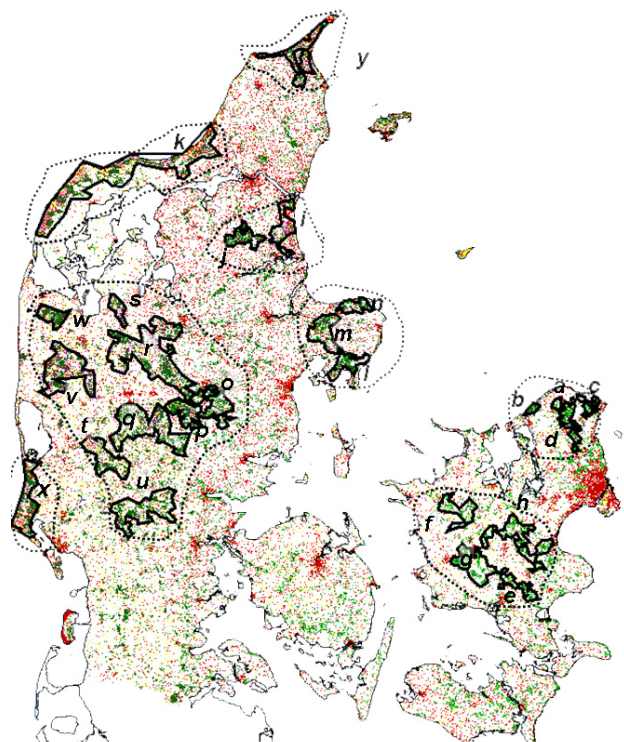
Lokalitet	Landskabstype	Bestandstæthed (elge per km ²)			Kommentar/Bemærkning	Indflydelse på skovvegetation	Kilde
		gnm-snit/estimat	min	max			
Biebrza Valley, Polen	Fyrreskov med rig undervegetation og ellesumpskog	0,4	0,31	0,5	Vintertæthed i lokalt bedste habitater	Seriøst problem for regeneration	Borkowska & Konpko 1994a,b
Bialowieza (kommercielt udnyttet del af skoven), Polen 1991-92	Gran (28%), fyr (26%), el (17%), birk+asp (11%), eg (11%), ask+ær (5%)	0,4	0,1	0,7	Føde angives at være generel begrænsende faktor for hovdyr. Bestand næsten bortskudt, 1992-96	Ikke angivet	Jedrzejewska m.fl. 1994, Jedrzejewski m.fl. 2000
Bialowieza ("Urskog"), Polen 1991-92	Eg (20%), ær (19%), gran (16%), fyr (11%) birk+asp (7%), el (12%), lind (9%), ask (6%)	0,0 ?	0,0	0,0	Sporadisk forekomst af strejfare fra omgivende skove. Føde angives at være generel begrænsende faktor for hovdyr	Ikke angivet	Jedrzejewska m.fl. 1994, Jedrzejewski m.fl. 2000
Grimsö 1983-89, Sverige	72% kommercielt drevet skov, 20% mose, 8% agerland	1,8	1,3	2,2	Bestanden aftog fra 2.2 til 1.3 km ⁻² i denne periode	Ikke angivet	Cederlund & Sand 1994
Forskellige områder i Sverige 1979-1982 (länsgennemsnit)	Åben nåleskov	1,0	0,3	2,2	Rekord bestandstæthed i lokal-område på 3,2	Ikke angivet	Ekman m.fl. 1992
Forskellige områder i Norge 1991-2001 (Kommunegennemsnit)	Åben nåleskov	1,0	0,3	3,6	De fleste kommuner har en gennemsnitlig vintertæthed på mellem 1,0 og 2,0	Enkelte lokaliteter stærkt overgræsset	Solberg m.fl. 2006

De enkelte områders udstrækning blev bestemt ud fra udstrækningen af spredt trævegetation i en afstand af indtil ca. 1 km fra nærmeste større (ca. 1 km²) sammenhængende skovbevoksning, dog højst 2-3 km fra nærmeste store (ca. 5 km²) sammenhængende skovbevoksning. Byområder og områder i umiddelbar nærhed (< 500 m) af større bycentre blev undgået ved afgrænsningen af de enkelte levestedsområder, men der blev i udgangspunktet ikke skelet til tilstedeværelse af krydsende veje. Der blev ved udvælgelsen og afgrænsningen af de enkelte områder ej heller skelet til ejerskabsforhold. Den følgende analyse af levestedgrundlag vil derfor alene vurdere omtrentlig hvor stor en elgbestand de forskellige områder vil kunne oppebære hvis der blandt grundejerne er en vilje til at der skal leve elg.

Ud fra dette udgangskriterium blev i alt 25 mulige delområder inden for i alt 8 geografisk adskilte hovedområder udpeget til en nærmere analyse af det omtrentlige antal elge som forventes at kunne finde føde inden for hvert område (Fig. 9). Det skal pointeres at udvælgelsen af disse områder ikke udelukker muligheden for at der måtte være tilstrækkeligt levestedgrundlag for elgbestande andre steder i landet. De her valgte områder repræsenterer blot de dele af landet som ud fra en umiddelbar betragtning må antages at yde de bedste livsbetingelser for elge.

De 25 delområder fordelte sig på følgende 8 landsdele (Fig. 9): Det nordlige Sjælland (4 områder, samlede totale areal: 180 km²), Midsjælland (4 områder, 668 km²), Thy (1 område, 885 km²), Østthimmerland (2 områder, 254 km²), Djursland (3 områder, 349 km²), Det centrale Jylland (9 områder, 2474 km²), plantagerne omkring Blåbjerg (1 område, 234 km²) samt trekanten mellem Skagen, Hirtshals og Frederikshavn (1 område, 199 km²).

Med det bevægelsesmønster som kendes for elge i udlandet og fra de få elge som tidligere har opholdt sig i landet, vurderes elge ubesværet at kunne bevæge sig inden for hver af de 25 delområder og relativt let at kunne bevæge sig mellem de forskellige delområder inden for hvert af de 8 hovedområder som dermed skønnes at kunne udgøre selvstændige metapopulationer. I en situation hvor hvert enkelt delområde inden for et hovedområde ikke vil kunne oppebære et tilstrækkeligt stort antal elge til at kunne udgøre en selvstændig, levedygtig population, vil de (under forudsætning af at det samlede antal elge inden for hovedområdet er tilstrækkeligt højt) alligevel tilsammen kunne udgøre en levedygtig elgstamme.



Figur 6. Kort over Danmark med de 25 områder hvis potentiale som levested for elge er blevet vurderet. Disse områder fordeler sig inden for 8 hovedområder (angivet med stiplede linier) hvorimellem vandringer kun undtagelsesvist skønnes at ville finde sted, men inden for hvilke elge skønnes relativt ubesværet at kunne vandre mellem tilgrænsende områder. Kortets farvekoder er baseret på satellitfotos med 25 meters opløselighed: Grønne og brune områder er dækket af trævegetation, lyse områder er åbent land og røde områder er områder helt uden vegetation (bygninger, sandstrand m.v.).

Det er endvidere muligt at en bestand i området mellem Blåbjerg og Ho plantage vil kunne udveksle individer med bestandene længere nord og øst i Jylland på en så jævnlig basis at denne bestand vil kunne indgå som en del af én samlet metapopulation i det centrale Jylland. Omvendt kan de to nordvestligste områder i det Centraljyske område (Klosterheden plantage og plantageområderne omkring Ulfborg) vise sig at være så adskilte fra de potentielt egnede områder fra Karup og østover at udvekslingen af individer kun vil finde sted fra år til andet.

Da elge undertiden kan foretage meget lange vandringer ud af deres hidtil kendte leveområder, og da de under disse vandringer kan krydse større vandbarrierer, skønnes alle hovedområder i Jylland og begge hovedområder på Sjælland lejlighedsvis at kunne udveksle genetisk materiale. Ifald at der skulle etableres bestande i mere end et hovedområde på den samme side af Storebælt, vil sjældent forekommende vandringer mellem disse områder være med til at modvirke tab af genetisk diversitet i de enkelte (meta)populationer. Det skal ligeledes

påpeges at ved etablering af bestande i Jylland eller på Sjælland, må strejfdyr fra disse bestande forventes at kunne optræde overalt inden for hver af disse regioner. Som en illustration af dette kan blot nævnes den senest indvandrede danske elg som fra Nordsjælland vandrede til Midtsjælland. På denne måde vil én levedygtig bestand i Jylland eller på Sjælland via udvandring kunne danne nye bestande i andre dele af disse landsdele.

Alt dette forudsætter dog naturligvis at der i det danske landskab rent faktisk er et livsgrundlag for elge, og at samfundet kan acceptere deres tilstedeværelse.

3.3.2 Principperne bag analyserne af de enkelte områders bestandsgrundlag

Det omtrentlige antal elge der forventedes at være føde til inden for hvert udvalgt kandidat område, blev estimeret ved at summere det samlede areal af de forskellige habitattyper og multiplicere disse arealer med det estimerede antal dyr som hver habitattype forventedes at kunne oppebære: Hvis habitattypen A dækkede i alt 10 km² af et givet kandidat område, og den estimerede maksimale bæreevne for habitattype A var 0,7 elge per km², bidrog de 10 km² med habitattype A altså med tilsammen 7 elge.

Det skal pointeres at da de her anvendte bæreevne-estimerer angiver den højst sandsynlige tæthed af elge bestemt ud fra fødegrundlaget, vil disse tætheder ikke nødvendigvis være forenelige med skovbrugsinteresser. I områder med intensive kulturer af især ædellevtræ vil tætheder væsentligt under dette estimat formentligt være mere i overensstemmelse med skovbrugsinteresser. Omvendt vil der i ekstensivt udnyttede skvområder (f.eks. fyrreplantager på jorder med lav bonitet eller statsligt ejede områder udpeget til nationalparker osv.) eller i områder hvor tilgroning med (fyrre)skovvegetation søges bremset (f.eks. hedeområder), ikke nødvendigvis opstå en konflikt mellem skovbrugsinteresser og en høj elgtæthed. Disse lokalpolitiske interesser skal naturligvis tages i betragtning når eller hvis lokale bestandsetableringer forsøges gennemført.

3.3.3 Datagrundlag

Digitaliseret arealinformation opsamlet af et Geografisk Informationssystem (GIS: ArcGIS 9, Esri), blev lagt til grund for estimeringen af habitatgrund-

laget for elgbestande inden for de 25 kandidat områder. Som datagrundlag blev anvendt habitatklassifikationssystemerne Land Cover Map (LCM) og Land Cover Map Plus (LCP) som indgår i Danmarks Miljøundersøgelses Areal Informations System (AIS); komplet information om dette system kan findes på: http://www.dmu.dk/Udgivelser/-Kort_og_Geodata/AIS/AIS_metadata.

Denne information består i rasterbaserede (25 x 25 m opløsning) kortgrundlag, hvor habitattyperne er klassificeret på grundlag af satellitfotos (Landsat Thematic Mapper) optaget i perioden 1992-1997.

LCM klassifikationen inddeler hele Danmarks overflade i 12 habitatkategorier hvoraf de 4 vurderedes som potentielt egnede som levesteder for elg (Tabel 5). Dette klassifikationssystem har en relativ grov inddeling af træ- og buskbevoksede naturtyper. Til gengæld er denne klassifikation meget pålidelig idet den satellitfoto-baserede information er blevet grundigt valideret gennem krydskontrol af vegetationen på landjorden.

LCP-klassifikationen er mere differentieret idet de naturtyper som skønnes af relevans for elge kan indeles i 12 kategorier (Tabel 6) hvilket er en stor fordel. Ulempen med LCP-klassifikationen er at alle kategorier ikke fuldt ud er blevet valideret og at ikke alle klassifikationstyper er repræsenteret fra alle dele af landet. I praksis betyder det at en habitattype som vil blive klassificeret som "fyrreskov" i én landsdel vil blive klassificeret som "åben nåleskov" i en anden del af landet.

Da begge klassifikationssystemer indeholder fordele såvel som ulemper, har vi valgt at estimere den økologiske bæreevne ud fra begge systemer. I den forbindelse blev information om de samlede arealer dækket af "nåleskov" baseret på LCM-systemet suppleret med data på kommuneniveau (Skove og plantager 2000) over hvor stor en andel af det registrerede nåleskovsareal som blev udgjort af henholdsvis gran, fyr og andre arter af nåletræ. Dette var nødvendigt fordi elge kun i meget ringe grad fouragerer på gran (og granplantninger typisk ikke indeholder væsentlige indslag af andre træsorter) hvorimod fyr er en højt skattet vinterføde og fyrreskov i almindelighed også er en meget mere lysåben vegetationstype som tillader opvækst af anden træ- og buskvegetation der kan tjene som føde for elge.

Tabel 5. LCM-kategorier for inddeling af Danmarks overflade baseret på satellitfotos (yderligere dokumentation kan findes på http://www.dmu.dk/Udgivelser/Kort_og_Geodata/AIS/AIS_metadata).

LCM-kode	Beskrivelse	Estimeret bæreevne (elge km ²)
0-8	0: Ikke klassificerede billeddata, 1: Åbent vand, 3: Ubevokset flade (inkl. byområder), 5: Græsbevokset hede, 7: Permanent kort græs (slået/afgræsset), 8: Engområde (årligt vådt)	0
10	Busk- og græsbevokset hedeområde (tørre områder med græs, lyngvækster, enebær)	0
11	Buskbevokset hedeområde (tørre områder med lyngvækster)	4,8
14	Busk- og skovområde (områder domineret af buskbevoksning)	3,4
15	Løvskov (skove domineret af løvfældende træer)	3,4
16	Nåleskov (skove domineret af nåltræer)	Fyr: 2,8. Andet: 0
18	Sæsonbestemt arealdække (fortrinsvis landbrugsjord)	0

Tabel 6. LCP-klassifikationen for inddeling af Danmarks overflade baseret på satellitfotos (yderligere dokumentation kan findes på http://www.dmu.dk/Udgivelser/Kort_og_Geodata/AIS/AIS_metadata).

LCP-kode	Beskrivelse	Estimeret bæreevne (elge km ²)
0-8	0: Ikke klassificerede billeddata, 1: Åbent vand, 3: Ubevokset flade (inkl. byområder), 4: Tidevandspåvirket, 5: Græsbevokset hede, 6-7: permanent kort græs (slået/afgræsset), 8: Engområde (årligt vådt)	0
10	Busk- og græsbevokset hedeområde (tørre områder med græs, lyngvækster, enebær)	0
11	Buskbevokset hedeområde (tørre områder med lyngvækster)	4,8
14	Busk- og skovområde (områder domineret af buskbevoksning)	3,4
15	Løvskov (skove domineret af løvfældende træer)	3,4
16	Nåleskov (skove domineret af nåltræer)	0
17	Urtebevokset moseområde (sæsonbestemte våde seminaturlige områder med græsser og anden urtebevoksning)	0,7
18	Sæsonbestemt arealdække (fortrinsvist landbrugsjord)	0
20-21	Bebygget område	0
26	Ren bøgeskov (områder domineret af moden bøgeskov)	3,4
27	Ung træbevoksning (unge træer: løv, nål, blandet)	3,7
28	Granplantage	0
29	Blandet skov (blandede træbevoksninger af løv- og nåltræer)	3,7
30	Skov med bjergfyr (Nåletræsdominerede skovområder med <i>Pinus mugo</i> og <i>P. contorta</i>)	2,8
31	Ren egeskov (skov domineret af fuldt udvoksede egetræer)	3,4
32	Ren lærkeskov	0
33	Nyligt fældet skov	3,4
34	Tynd nåleskov (områder med spredt bevoksning af nåltræer)	2,8
35	Tidligere hede, nu tilplantet	0
36-40	36: Rørsump, 37: Blotlagt tørv, 38: Græsbevokset hede med enebær, 39: Bunke-/blåtopdomineret hedeområde, 40: Landbrugsjord	0

3.3.4 Model for beregning af tilgængelig og udnyttbar fødeproduktion samt estimat af habitatspecifik bæreevne

Den følgende model til beregning af den samlede bæreevne for de potentielle elgområder bygger på estimering af primærproduktionen i de enkelte habitater, estimering af plantefødens fordøjelighed og elgens energimæssige krav.

I forbindelse med beregning tages udgangspunkt i publicerede estimater af primærproduktionen for

relevante habitattyper. Dog findes der kun resultater fra et mindretal af de habitattyper som er defineret i LCP-klassifikationen i sin helhed. Det er således nødvendigt at forenkle forholdene ved kun at behandle hovedtyper af habitater som vurderes at være egnede levesteder for elgen.

Estimerede primærproduktioner kan udtrages fra Buttenschøn (1993), Rosén (1982), Crête (1989) og De Angelis m.fl. (1981). For kategorien mose har det dog ikke været muligt at finde tal på primærproduktionen som derfor er skønnet (Tabel 7).

Tabel 7. Årlig primærproduktion for 4 habitathovedgrupper.

Habitat hoved-gruppe	LCP Nr.	LCP kategori (beskrivelse)	Årlig gns. produktion (kg tørstof/ha) min-max
Løvskov	26	Ren bøgeskov	250 (160-250)
	31	Ren egeskov	
	27	Unge træer	
	29	Blandet skov	
	14	Busk- og skovområde	
	33	Nyligt fældet skov	
	15	Øvrig løvskov	
Fyrreskov	30	Skov med bjergfyr	150 (50-400)
	34	Tynd nåleskov	
Hede	11	Buskbevokset hedeområde	1.750 (1.500-2.000)
Mose	17	Urtebevokset moseområde	100 (50-300)

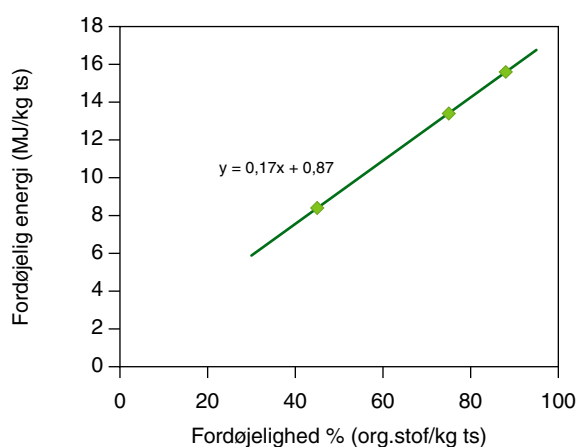
Den årlige primærproduktion er ikke konstant, men varierer ganske meget inden for den enkelte vegetationstype alt efter klimaforhold. I meget tørre år vil produktionen falde væsentligt. For at tage højde for dette arbejdes der med gennemsnitstal, og max. og min. værdier er angivet.

Der er ingen tvivl om at det mest usikre element i modellering af bærekapaciteten for elgområderne er estimeret på planteproduktionen.

Ved vurdering af det tilgængelige energiindhold i planteproduktionen (tørstof) er der anvendt konservative mål for fordøjelighed af organisk stof for kvæg fra fodermiddeltabel for kvæg (Landsudvalget for Kvæg). Der er taget udgangspunkt i at fordøjeligheden skal ses som et gennemsnit over hele året, inklusiv vinterperioden med lav fordøjelighed for langt de fleste plantearter. Som reference kan angives fordøjelighedskoefficienter fra varigt enggræs på 75%, enghø på 69% og havrehalm som mest tungt fordøjelige fodergruppe på 45%.

Det er naturligvis en tilnærmelse at anvende fordøjelighedskoefficienter for kvæg ved estimering af den tilgængelige energimængde for elg, men der eksisterer for få resultater for elg til at kunne udregne den fordøjelige energi som et gennemsnit for en habitathovedgruppe.

Ved omregning til fordøjeligt energiindhold er anvendt følgende relation mellem fordøjeligt organisk materiale og energiindhold (Fig. 10).



Figur 10. Sammenhæng mellem fordøjelighed af organisk stof og fordøjelig energi for kvægføde.

En model vil naturligvis aldrig være bedre end de grundlæggende data den er bygget op efter. I nærværende tilfælde er der en række faktorer hvor tilnærmede værdier må anvendes da der ikke findes undersøgelser der belyser disse faktorer. Modellen er dog det bedste værktøj i øjeblikket til at beskrive dette selvom det selvfølgelig vil kunne forbedres i fremtiden hvis der indsamles ny viden om fødeproduktionen.

I modellen forudsættes at elgen ikke fouragerer på landbrugsafgrøder (Tabel 5, Tabel 6, se også afsnit 4.4 om skader på landbrugsafgrøder).

Tabel 8. Potentiel bæreevne for elg i relation til habitathovedgrupper.

Habitat hovedgruppe	Estimeret fordøjelighed (% af organisk ts.)	Estimeret fordøjelig energi (MJ/kg ts.)	Potentiel udnyttbar produktion (MJ/ha)**	Estimeret udnyttelsesgrad for elg* (%)	Potentiel bæreevne. (antal årsdyr/100 ha)
Løvskov	50	9,4	1410	50	3,4
Fyrreskov	45	8,5	765	75	2,8
Hede	50	9,4	9870	10	4,8
Mose	50	9,4	564	25	0,7

* Udnyttelsesgraden er et subjektivt estimat som beror på en afvejning af kendskabet til fødevalg og -konkurrence mellem elg, rådyr og krondyr og hensynet til at bestande af rådyr og krondyr skal have mulighed for at udnytte en væsentlig del af de tilgængelige ressourcer.

** 60 % af primærproduktionen

3.3.5 Vurdering af de forskellige delområder og hovedområders fødepotentiale for at huse fremtidige elgbestande

På basis af potentiel bæreevne i relation til habitater (Tabel 8) og opgørelsen over de samlede arealer med tilgængeligt habitat (Tabel 9) vurderes det at samtlige udvalgte områder kan rumme elgbestande såfremt det samlede fødepotentiale udnyttes. De eneste delområder som efter de tidligere anførte kriterier ikke vurderes at kunne understøtte en elgbestand over længere tid uden kontakt med naboestande er alle delområder i Nordsjælland bortset fra Gribskov samt til dels Flyndersø og Klosterheden i det nordvestlige Jylland. Som overordnet konklusion må de områder af Danmark hvor skov udgør en væsentlig del af det samlede areal vurderes at være udmærket elghabitat.

Det skal dog pointeres at de her anførte estimater repræsenterer de absolut maksimale tætheder som disse områder vil kunne understøtte. I virkeligheden vil hensyn til skader på skovbruget i mange situationer nok ofte betyde at de faktiske bestandstætheder bliver væsentligt lavere. Dette er i hvert fald erfaringerne fra udlandet, hvor elgbestande som regel holdes væsentligt under det niveau som der egentlig er fødegrundlag til.

Selv hvis elgbestanden størrelse bliver holdt på en tredjedel af det estimerede maksimale antal, vil 4 af de 8 hovedområder (Midtsjælland, Thy, Djursland og det centrale Jylland) som forventes at kunne oppebære metapopulationer, fortsat være i stand til at understøtte en samlet bestand på 100 dyr eller derover. Ligeledes vil 23 af 25 delområder (med undtagelse af Tisvilde hegn og måske også Helsingør-området) kunne understøtte delbestande bestående af mindst 20 dyr som dermed vil kunne bidrage til opretholdelse af en metapopulation.

Praktisk talt alle de evaluerede områder ser ud til at kunne understøtte hele bestande eller dele af en større metapopulation. Det indikerer at der også vil kunne leve elge i andre dele af landet end de her evaluerede. Dette vil nok især gælde skovområder som ligger i tilknytning til et af de 8 hovedområder.

I beregningerne af bæreevnen for elg er der taget hensyn til en eksisterende bestand af krondyr og rådyr. Områderne Rold Skov og Lille Vildmose, Thy, Djursland, Midtjylland samt Oksbøl-området er alle områder der huser en voksende bestand af krondyr. Især i vinterperioden hvor krondyr også udnytter knopper og kviste fra løvtræer, kan der blive konkurrence om fødegrundlaget. Oksbøl-området huser i dag den største bestand af krondyr i Danmark. I disse områder udnytter krondyrbestanden efter sigende så godt som den samlede tilgængelige føderessource (Poul Hald-Mortensen, pers. komm.).

Der tages endvidere forbehold for at de tungest trafikerede (motor)vejstrækninger i et ukendt omfang vil kunne virke som vandringsbarrierer inden for de enkelte metapopulationer. Hvis dette skulle vise sig at være et problem, vil det navnlig kunne have betydning for opretholdelsen af en metapopulation på Midtsjælland. Erfaringerne med den senest indvandrede elg til Sjælland viste dog at stærkt trafikerede motorveje ikke hindrede dette dyr i at vandre fra Nordsjælland til Sydsjælland og tilbage til Midtsjælland. På denne rute har elgen mindst én gang krydset Holbækmotorvejen og to gange motorvejstrækningerne mellem Rønnede og Farø og Køge-Sorø. På dette grundlag vurderes det at elge i almindelighed vil være i stand til, i det mindste lejlighedsvist, at forcere selv de tungest trafikerede vejbarrierer.

Tabel 9. Arealdekning for de 25 potentielt egnede leveområder for fremtidige elgbestande og den estimerede maksimale bæreevne på grundlag af udbuddet af egnede habitatkategorier og disses estimerede bæreevne. Analyserne er foretaget på basis af to delvist forskellige habitatklassifikationssystemer som beskrevet i teksten.

Hovedområde	Delområde	Samlet areal (km ²)	Analyse baseret på LCM-klassifikation af arealdækning						Analyse baseret på LCP-klassifikation af arealdækning							
			Areal dækket af elghabitat (km ²)*				Bæreevne (elge)	Tæthed (elge km ⁻²)	Areal dækket af elghabitat (km ²) ^s				Bæreevne (elge)	Tæthed (elge km ⁻²)		
			Hede	Løvskov	Nål:				Hede	Løvskov	Nål				Mose	
					Fvr	Andet					Fvr	Andet				
Nordsjælland	Samlet	180	3,1	70,6	7,4	39,3	276	1,5	3,1	71,8	2,7	43,2	0,0	266	1,5	
	a. Gribskov	86	1,1	34,9	0,8	18,5	126	1,5	1,1	35,5	0,1	18,9	0,0	126	1,5	
	b. Tisvilde hegn	21	0,9	4,9	5,9	5,6	37	1,8	0,9	5,0	2,6	8,9	0,0	28	1,4	
	c. Helsingør	44	0,6	16,6	0,7	8,7	61	1,4	0,6	16,9	0,0	9,1	0,0	61	1,4	
	d. St. Dyrehave	29	0,5	14,1	0,1	6,5	51	1,7	0,5	14,4	0,0	6,3	0,0	51	1,7	
Midtsjælland	Samlet	668	3,6	183,1	0,7	60,6	642	1,0	3,6	188,8	0,1	56,1	0,0	659	1,0	
	e. Holmegaard	86	0,9	25,7	0,1	9,4	92	1,1	0,9	26,0	0,0	9,3	0,0	92	1,1	
	f. Tissø	133	0,8	34,3	0,2	10,2	121	0,9	0,8	36,0	0,0	8,9	0,0	126	1,0	
	g. Sorø	201	0,6	56,6	0,1	16,9	196	1,0	0,6	58,5	0,0	15,3	0,0	202	1,0	
	h. Ringsted-Roskilde	248	1,3	66,5	0,3	24,0	233	0,9	1,3	68,4	0,0	22,7	0,0	239	1,0	
ØstHimmerland	Samlet	254	21,4	39,9	3,5	58,5	248	1,0	18,6	46,5	22,3	37,3	2,0	311	1,2	
	i. Li Vildmose	144	17,9	22,7	2,1	15,6	169	1,2	16,2	25,7	8,1	8,5	1,3	189	1,3	
	j. Rold skov	110	3,6	17,2	1,4	42,8	80	0,7	2,5	20,8	14,1	28,8	0,7	123	1,1	
Thy	k. Thy	885	89,9	46,6	68,6	87,1	782	0,9	87,3	56,9	100,1	52,8	1,1	893	1,0	
Djursland	Samlet	349	13,8	42,3	29,7	79,8	293	0,8	11,8	48,2	49,5	57,2	1,6	360	1,0	
	l. Syddjurs	109	5,6	10,3	7,7	32,0	84	0,8	5,2	12,0	22,0	16,7	0,6	128	1,2	
	m. Midtdjurs	162	5,7	23,5	8,6	32,5	131	0,8	4,3	25,9	16,7	23,8	0,6	156	1,0	
	n. Norddjurs	78	2,5	8,4	13,4	15,2	78	1,0	2,3	10,3	10,8	16,7	0,3	76	1,0	
Centrale Jylland	Samlet	2.474	154,4	205,1	83,9	538,7	1.673	0,7	149,7	280,0	120,3	434,9	3,4	1.992	0,8	
	o. Silkeborg	182	7,0	38,2	4,2	49,5	175	1,0	7,0	48,1	0,0	44,8	0,0	197	1,1	
	p. Gludsted	139	9,2	8,7	4,7	59,9	87	0,6	9,2	29,1	0,0	44,5	0,0	143	1,0	
	q. Herning-Brande	441	17,6	40,1	17,4	90,2	269	0,6	17,0	51,1	17,0	80,3	0,1	298	0,7	
	r. Viborg	672	45,4	39,9	16,7	129,9	400	0,6	44,2	66,6	25,0	97,2	1,0	509	0,8	
	s. Flyndersø	65	8,7	4,6	1,9	11,6	63	1,0	8,5	5,4	7,7	5,2	0,4	81	1,3	
	t. Borris-Grindsted	203	13,1	17,2	8,4	27,9	145	0,7	11,1	17,2	7,0	31,3	0,0	129	0,6	
	u. Nr. Snede-Brande	329	8,8	33,7	5,9	75,7	173	0,5	7,8	33,7	7,7	74,9	0,1	164	0,5	
	v. Ulfborg	353	38,2	19,5	19,3	56,3	304	0,9	38,2	22,5	40,9	31,8	1,4	375	1,1	
	w. Klosterheden	90	6,5	3,1	5,4	37,6	57	0,6	6,5	6,2	15,1	25,0	0,3	95	1,0	
	Sydvestjylland	x. Blåbjerg	234	23,3	9,1	38,9	17,7	252	1,1	23,3	10,6	45,9	9,3	2,4	278	1,2
	Nordjylland	y. Skagen-Frederikshavn	199	24,6	15,4	19,4	33,9	225	1,1	21,4	17,4	38,6	16,7	3,4	272	1,4

* Klassifikationskoder og estimeret bæreevne jævnfør Tabel 5; Hede: 10, Løvskov: 14-15, Nål: 16 (andel af fyr estimeret ud fra andel af nåleskov på kommuneniveau)

\$ Klassifikationskoder og estimeret bæreevne jævnfør Tabel 4; Hede 11, Løvskov: 14-15, 26-27, 29, 33, Fyr: 30, 34, Anden nåletræ end fyr: 28, 32, 35, Mose: 17

3.4 Konsekvenser for den øvrige natur

3.4.1 Konkurrence med andre planteædere

Overlap i fødevalg har været undersøgt for relativt få arter og i de fleste tilfælde på baggrund af hovedfødegrupper. Ved mere dybdegående analyser på baggrund af enkeltarter i fødevalget vil de teoretisk beregnede indeks for overlap falde væsentligt. Overlap i fødevalg (Schoener's index) mellem rådyr og elg er beregnet til 21% for sommerperioden og 34% for vinterperioden. Mellem elg og krondyr er det beregnet til 32% for vinterperioden (Mysterud 2000). I græsningsforsøg med heste og kvæg på kystnære engarealer i Frankrig lå overlap i fødevalg mellem disse to arter mellem 58 og 77% (Kulezinski's index) (Menard m.fl. 2002).

Der er en del diskussion angående den biologiske betydning af fødeoverlap idet disse vurderinger i høj grad beror på tilgængelighed af ressourcer. I situationer med ubegrænset tilgængelighed af ressourcer kan overlappet i fødenicher mellem arter være ganske stort, dvs. at begge dyrearter udnytter samme fødekilde uden at konkurrere. Det er naturligvis muligt at begrænse eventuel konkurrence om ressourcerne ved at holde bestandene under områdets økologiske bæreevne.

Teoretisk set burde kronvildt, råvildt og elg uden problemer kunne leve i samme område idet deres fødevalg adskiller sig ret markant (Fig. 11). Populært kunne man sige at krondyret er græsæder, elgen kvistæder og rådyret urteæder hvilket understreger disse tre arters forskellige nicher. I vinterperioden vil der være størst risiko for overlap i fødevalget mellem elg og rådyr.

Da elgen lever solitært som rådyret og dermed ikke optræder i store flokke, er det mindre sandsynligt at en elgbestand ved deres fysiske tilstedeværelse vil påvirke en kronvildtbestand. I både Norge og Sverige er der områder med livskraftige bestande af både elg, krondyr og rådyr.

3.4.2 Effekter for plantesammensætningen

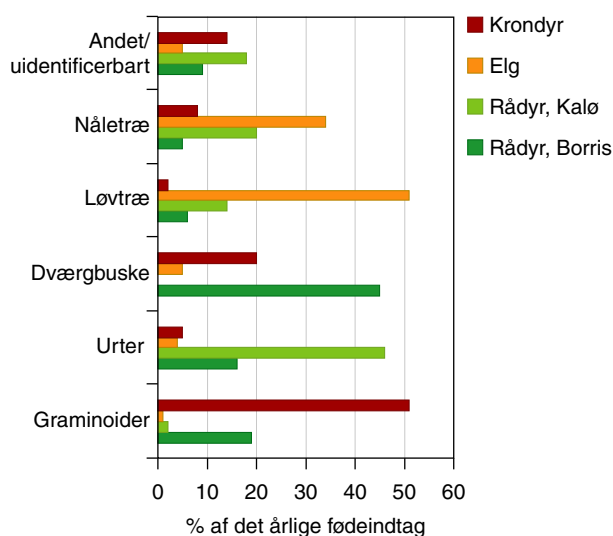
Elgen og øvrige fritlevende planteædere vil gennem selektiv fouragering introducere en langsom forandring i plantedækkets artssammensætning. Hvor hurtigt og tydeligt forandringen vil indtræffe afhænger både af tætheden af dyr samt de enkelte plantearters robusthed i forhold til gentagne bidninger. Visse arter som fx birk og skovfyr kan ved moderat bidning forøge den årlige produktion ved at sætte flere skud.

Røn, pil, poppel og bævreasp er stærkt præfererede arter i Norge og Sverige, mens birk udnyttes markant mindre i forhold til dens massive udbredelse. Elgen har muligvis indflydelse på det øjeblikkelige plantesuccessionsstadium i Norge og Sverige således at birkeskov og fyrreskov breder sig på bekostning af røn, pil, poppel og asp.

Uanset elgens valg af skovfyr som vigtig vinterføde er denne arts selvforyngelsespotentiale så stort at den næppe kan holdes tilbage, selv ikke af en meget tæt elgbestand. Svenske eksempler viser at op til ¼ af årsproduktionen i et skovfyrområde konsumeres af elgen ved en bestandstæthed på 9 dyr per km². For løvtræarterne kan udnyttelsesgraden imidlertid nå op over 100% (Ekman m.fl. 1992).

I Nordskandinavien er andre løvtræer som bøg, eg og ask begrænset i udbredelse, men det kan forventes at elge i Danmark vil udnytte disse arter i stort omfang og dermed bidrage til den allerede flere steder igangværende forandring i vedtræarternes selvforyngelsesmulighed.

I forhold til skovbundens vegetation, især urteflo-
raen, vurderes det at elgens fouragering i busk- og trævegetationen vil være medvirkende til at opretholde lysåbne arealer og derigennem at have positiv effekt på skovbundsfloraens diversitet.



Figur 11. Sammenligning af fødevalget for rådyr, elg og krondyr (% af årligt forbrug). Graminoider er en fællesbetegnelse for græsser og halvgræsser (Jensen 1968, Strandgaard 1999, Mysterud 2000).

Vi har i den videnskabelige litteratur ikke fundet specifikke henvisninger til eller undersøgelser af elgens effekt på urtevegetationen. Det tilsyneladende fuldstændige fravær af fokus på dette emne må, alt andet lige, tages som udtryk for at elgens praktiske indflydelse som græsser på urter er af meget begrænset betydning.

3.5 Sammendrag

En fremtidig dansk elgbestand vurderes at skulle bestå af minimum 75 dyr for at være nogenlunde levedygtig, men bør helst tælle mere end 200 dyr for at være robust mod katastrofale begivenheder (f.eks. epidemier) og tab af genetisk diversitet på lang sigt. Da elge er mobile dyr, kan en fremtidig dansk elgbestand formentlig godt opretholdes i kraft af en såkaldt metapopulationsstruktur bestående af flere mindre bestande (15-50 dyr) som udveksler individer med jævne mellemrum.

En analyse baseret på forekomsten af potentielt egnede naturtyper i 25 evaluerede områder med større, sammenhængende skovområder indikerer at der er et tilstrækkeligt naturgrundlag til at opretholde elgbestande flere steder i Jylland og på Sjælland. Den potentielt største bestand vil kunne leve i det centrale Jylland (anslået fødegrundlag for indtil 1.673-1.992 dyr). Der ser dog også ud til at være et tilstrækkeligt naturgrundlag til at der vil kunne opretholdes elgbestande i Thy (782-893 dyr), på

Midtsjælland (642-659 dyr), på Djursland (293-360 dyr), i Nordsjælland (266-276 dyr), i det sydvestligste Jylland (252-278), i Østhimmerland (Rold skov - Lille Vildmose: 248-311) samt i trekanten mellem Skagen, Frederikshavn og Hirtshals (225-272 dyr). Da disse potentielle bestandstal er baseret på en maksimal udnyttelse af fødegrundlaget, vil der i områder med intensiv skovdrift nok reelt kun kunne accepteres en brøkdel af det maksimalt mulige antal elge. Selv hvis bestandene skulle holdes på en tredjedel af det antal som der vurderes at være føde til, vil der dog formentlig stadig kunne opretholdes levedygtige bestande i de fleste af de nævnte områder. Hvis elge med tiden kan tilpasse sig til at leve i skove af mindre udstrækning, kan der i forbindelse med en spredning fra bestande etableret i de store skovkomplekser måske kunne etableres mere eller mindre faste forekomster i andre dele af landet.

Da elgen langt hen ad vejen vil udfylde en ledig økologisk niche (blade, knopper og kviste i 1-3 meters højde), vil den kun i begrænset omfang konkurrere med råvildt og kronvildt om føden. Elge må forventes at svække konkurrenceevnen for de træarter den foretrækker at fouragere på, navnlig røn, bævreasp, poppel og pil. Da elge i udpræget grad lever af fyr i vintermånederne, kan de måske i nogen grad være med til at bremse tilgroning af hedeområder med fyr. Nævnte økologiske effekter vil naturligvis afhænge af bestandenes tæthed som skal reguleres gennem afskydning.

4 Samfundsmæssige konsekvenser

4.1 Er elge farlige for mennesker?

I modsætning til andre hjorte besidder elge i kraft af deres størrelse et effektivt forsvar mod naturlige fjender som ulve og bjørne der tildeles kraftige spark med klovene. Dette er sandsynligvis grunden til at elge generelt har en kortere flugtafstand til mennesker end andre hjorte. Undertiden giver det sig udslag i at elgen ikke viger i mødet med mennesker. Dette kan f.eks. ske i forbindelse med fødesøgning. Navnlig om vinteren kan elge opsøge frugthaver eller andre fødekilder nær menneskelig bebyggelse. Hvis elge i sådanne situationer pludselig føler sig truet fordi deres sikkerhedsafstand bliver overskredet, kan de reagere aggressivt og i yderste konsekvens angribe. Dette gælder især elgkøer som vil forsvare deres kalve, samt nyligt afvænnede 1-års kalve og elgtyre i brunstperioden. Fælles for næsten alle "elgangreb" gælder at de ophører med det samme offeret tager flugten eller ligger stille.

Der rapporteres årligt om "elgangreb" i den norske og svenske dagspresse (Tabel 10). Typiske 'ofre' er kondiløbere som uforvarende møder elge ude i naturen, haveejere som prøver at jage elge bort fra deres frugttræer, samt personer med (løse) hunde. Enkelte af disse elgangreb resulterer i personskade i form af skrammer, benbrud og hjernerystelser. I det alvorligste tilfælde som kunne findes (juli 2006, se Tabel 10) fik en hundelufter knust brystkassen og punkteret lungen. Dødsfald pga. elgangreb er tilsyneladende ikke indtruffet i nyere tid. Eksempler på elgangreb med dødelig udgang kendes derimod fra Nordamerika.

I Norge og Sverige betragtes elge almindeligvis ikke som farlige dyr så længe de behandles med respekt. I praksis betyder det at man skal undgå at overskride deres toleranceafstand (som dog kan variere betydelig fra individ til individ) og trække sig tilbage med det samme en elg viser tegn på at den føler sig truet eller er aggressiv (sænket hoved, tilbage-lagte ører, rejste nakkehår). Det er givetvis en medvirkende faktor at befolkningen i disse områder i almindelighed ved hvordan man skal opføre sig i mødet med disse dyr, hvorfor konfrontationer mellem mennesker og elge sjældent opstår eller udvikler sig dramatisk.

I Norge og Sverige opfatter de fleste mennesker ikke forekomst af elg som et problem for afholdelse af rekreative aktiviteter i naturen. Dog svarede ca. hver tiende adspurgte i en svensk interviewundersøgelse "Ja, undertiden" på spørgsmålet om de afholdt sig fra at besøge naturen af frygt for at møde vilde dyr. Af de som angav at de var angste for vilde dyr nævnte syv ud af ti elgen som det dyr, de var mest bange for. Dvs. at 7% af de adspurgte i et eller andet omfang afstod fra at benytte naturen af frygt for at møde elge (Ekman m.fl.1992).

Med udgangspunkt i det lave antal sammenstød mellem elge og mennesker i Norge Sverige hvor arten er almindelig, er der ingen grund til at frygte at aggressive elge vil blive noget stort problem i Danmark.

Antallet af potentielt farlige møder mellem elge og mennesker vil kunne begrænses hvis man så vidt muligt sikrer at elge og mennesker er adskilte i deres daglige aktiviteter, og hvis publikum som opdager elge undgår at trænge sig for tæt ind på dem. Andelen af tilfælde med nærkontakt som resulterer i angreb, kunne nedbringes ved udvisning af hensigtsmæssig publikumsadfærd. En oplysningskampagne om hensigtsmæssig adfærd i mødet med elge vil formentlig kunne reducere risikoen for angreb til samme lave niveau som i de øvrige skandinaviske lande.

Da den typiske danske skovgæst vil være mindre fortrolig med elge end den typiske skovgæst i Norge og Sverige, må man påregne at en relativt større andel af den danske befolkning i udgangspunktet vil opfatte tilstedeværelse af elg som et faremoment. Dermed kan elge for nogle blive en negativ faktor ved valg af udflugtssted. Formentlig vil denne "elgangst" langt hen ad vejen kunne forebygges gennem oplysning. For andre vil elgen være en spændende ny og naturberigende art som bør udforskes. "Elgturisme" har således i mange år været et velkendt fænomen i Norge og Sverige (Ekman m.fl. 1992). Det bizarre fænomen at det norske vejvæsen hvert år stjålet 500 elg-advarselstavler af udenlandske turister (Aftenposten 2004) må nok også tages som udtryk for at vildtlevende elge, alt andet lige, opfattes som et spændende og attraktivt faunaelement.

Tabel 10. Rapporter om aggressivt optrædende elge i Norge og Sverige 2000-2006, fundet ved søgning på Internettet gennem søgemaskinerne Google og Yahoo og større skandinaviske mediehusers databaser. Oversigten skal på ingen måde tages som en fyldestgørende statistik over alle tilfælde af konfrontationer mellem elge og mennesker. Det er dog sandsynligt at de mest alvorlige hændelser er repræsenteret da det typisk er disse tilfælde som har pressens bevågenhed.

Tid og sted	Forløb	Fysiske skader	Links til kilder
2006, nov. Mölnadal, Sverige	Aggressiv elg jager personer ved adskillige lejligheder	Ingen	http://www.dagbladet.no/nyheter/2006/11/04/481853.html http://politiken.dk/udland/article198502.ece http://tv4.se/nyheter/502929.html
2006, nov. Skreia, Norge	Elgko angriber løs collie nær villaområde. Optræder aggressivt over for tililende mennesker	Hund fik kraniebrud	http://www.nrk.no/nyheter/distrikt/hedmark_og_oppland/gjo_vik_toten_og_land/1.1298440
2006, juli Halland, Sverige	Elg i beboelsesområde tirret af stenkastende unge angriber hundeluffer	Langvarig sygehusindlæggelse	http://www.dn.se/DNet/jsp/polopoly.jsp?d=147&a=557977&previousRenderType=2 http://www.aftonbladet.se/vss/rss/story/0,2789,854215,00.html
2006, juli Gällivare, Sverige	Elg i hjælpeløs tilstand med brækket ben sparker mand	Sygehusindlæggelse	http://www.tv4.se/nyheter/479372.html http://www.falukuriren.se/artikel.asp?id=1626828
2006, juli Arvidsjaur, Sverige	Fjorårskalv opfører sig truende i byområde	Ingen	http://www.svd.se/dynamiskt/inrikes/did_13304741.asp http://www.gp.se/gp/road/Classic/shared/printArticle.jsp?d=355&a=287852
2006, febr. Kongsvinger, Norge	Skiløber kolliderer med elg, som sparker og stikker af	Ingen	http://pub.tv2.no/nettavisen/innenriks/article554877.ece
2006, januar Haltdalen, Norge	Ko og kalv angriber hundeslædespand efter at være blevet overrumplet	To hunde fik knubs	http://www.villmarksliv.no/index.php?option=com_content&task=view&id=337&Itemid=1
2005, okt. Telemark, Norge	Elgtyr angriber jæger, som imiterede grynt fra rival	Ingen	http://www.aftenposten.no/nyheter/iriks/article1128011.ece
2004, jul. Skjåk, Norhe	Elg optræder truende igennem længere tid nær bebyggelse. Skudt.	Ingen	http://skjaak.kommune.no/index.gan?id=3276&subid=0&profile=0
2004, marts Trondheim, Norge	Elgfamilie, som opholder sig ved hus, optræder truende	Ingen	http://www.adressa.no/nyheter/trondheim/article24440.ece
2003, nov. Karshamn, Sverige	Elg, beruset af nedfaldsfrugt, sparker kvinde i villaområde	Ikke nærmere angivet	http://www.aftenposten.no/dyr/article679992.ece http://www.aftonbladet.se/vss/telegram/0,1082,62493217_852_p_o,00.html
2003, feb. Oslo, Norge	Elg sparker ud efter hundeluffer. Tilsyneladende blevet overrumplet.	Ingen	http://www.aftenposten.no/dyr/article488004.ece
2002, dec. Karlskoga, Sverige	Elgtyr beruset af nedfaldsæbler angriber 8-årig dreng i have	Tilsyneladende ingen	http://www.aftonbladet.se/vss/nyheter/story/0,2789,245103,00.html http://www.dagbladet.no/nyheter/2002/12/29/357312.html
2002, nov. Kristianssand, Norge	Elg beruset af nedfaldsfrugt optræder truende	Ingen	http://www.aftenposten.no/english/local/article446908.ece
2002, feb. Oslo, Norge	Stresset elg i skiløype begynder at optræde truende	Ingen	http://www.aftenposten.no/nyheter/iriks/oslo/article284357.ece?service=print
2001, sept. Stjørdal, Norge	Jagtulykke: skadeskudt elg angreb jæger, som ville aflive den	Ingen	http://www.aftenposten.no/nyheter/iriks/article203313.ece
2001, marts Oslo, Norge	Skiløber sparket af elg under langrendskonkurrence	Ubetydelige knubs	http://www.dagbladet.no/nyheter/2001/02/12/241468.html

4.2 Elge og trafik

Elge er som andre hjortedyr udsat for at blive indblandet i kollisioner med biler og tog. På grund af elgens størrelse (Fig. 12) har en kollision med en bil dog langt alvorligere konsekvenser både i form af skade på materiel og personer end det er tilfældet med de nuværende danske arter af hjortevildt.

I Norge og Sverige medfører elgbestandene betydelige samfundsmæssige omkostninger i form af direkte udgifter til ulykker og udgifter til forebyggende foranstaltninger (hegning, vildtpassager mv.). Danmark er et meget tættere befolket og stærkere trafikeret land end Norge og Sverige. Problemet med trafikulykker forårsaget af elge må derfor påregnes at blive større i Danmark end i resten af Skandinavien, en given elgbestands størrelse taget i betragtning.

Spørgsmålet er hvor stort et problem en fritlevende elgbestand vil udgøre for trafikken, hvor stor en del af problemet som kan løses gennem forebyggende tiltag og til hvilken pris?



Figur 12. Hvem skal vige? En elg som møder en bil er ikke altid til sinds at flytte sig; måske fordi den nu engang er den størstel! Foto: Peter Sunde.

4.2.1 Problemets størrelse i Norge og Sverige

Fra Norge og Sverige findes en omfattende statistik på omfang og konsekvenser af kollisioner mellem elge og køretøjer. På dette grundlag er der blevet udført omfattende analyser af hvilke faktorer som påvirker risikoen for påkørsler, herunder effekten af forebyggende tiltag. Da disse lande i økonomisk og samfundsmæssig henseende er meget lig Danmark, vil disse beregninger langt hen ad vejen kunne overføres til danske forhold uden større forbehold. Dermed er det muligt at få et fingerpeg om hvor

stort et problem elg-kollisioner vil udgøre i forbindelse med etableringen af en fremtidig dansk elgbestand.

I Sverige som huser en elgbestand på skønsvist 300.000 dyr, registreres årligt 4.500 kollisioner mellem bil og elg. Det faktiske antal kan dog være så højt som 10.000 (Seiler 2004, Seiler & Folkeson 2006). I omtrentlige tal svarer det til at 1-2 procent af de svenske elge hvert år påkøres. Af de registrerede kollisioner fører 92% til elgens død og 10% til personskaade (Seiler 2005). På årsplan dræbes 10-15 mennesker på de svenske veje som følge af kollisioner med elg (Seiler 2004, 2005).

På basis af en oversigt over hyppigheden af trafikulykker med forskellig konsekvens og de estimerede direkte udgifter som følge heraf (Seiler & Folkeson 2006, Tabel 11) kan de direkte udgifter til en gennemsnitlig trafikulykke forårsaget af kollisioner med elge estimeres til ca. 60.000 DKK. Heraf kan 83% (50.000 DKK) henføres til udgifter i forbindelse med personskaade.

Det skal til disse tal bemærkes at der i Sverige gøres store bestræbelser for at begrænse antallet af elgulykker ved at sikre vejstrækninger ved hegning og forbedring af oversigtsforhold. Sverige havde i 2001 over 5.000 km hegnet vejstrækning (Seiler 2004). Uden disse forebyggende tiltag ville ulykkestallene givetvist være endnu højere.

I tillæg til kollisioner med vejtrafik kommer kollisioner med tog. Kollisioner med tog medfører sjældent eller aldrig personskaade, men regnes alligevel lokalt som et betragteligt problem pga. materielle skader, forsinkelser og udgifter til oprydning (Storaas m.fl. 1999, Seiler & Folkeson 2006).

Når de samfundsmæssige udgifter til kollisioner skal opgøres, bør endvidere medregnes at hvert dyr som bliver dræbt i trafikken går tabt fra jagtkvoten. Den værdi som en nedlagt elg udgør, skal derfor i grunden også indkalkuleres i regnestykket.

Tabel 11. De estimerede årlige samfundsmæssige omkostninger i SEK (1 SEK $\approx$ 0,82 DKK) pga. påkørsler af elge på de svenske veje (Seiler & Folkesson 2006). Tallene er korrigeret for at ikke alle elg-ulykker registreres som forårsaget af elg.

Konsekvens	Pris per ulykke (SEK)	Registreret antal ulykker	Korrektionsfaktor	Reelt antal ulykker	Total omkostning (SEK)
Dræbte	14.300.000	10	1,06	10,6	151.580.000
Alvorlig personskade	2.600.000	59	1,27	74,9	194.818.000
Lettere personskade	150.000	384	1,27	487,7	73.152.000
Materiel skade	13.000*	4.007	1,60	6.411,2	83.345.600
Sum:		4.460		6.984	502.895.600*

Pris per ulykke* : 72.003*

Pris per ulykke med personskade 731.931

* Den gennemsnitlige pris pga. af materielle skader er af Ingemarson m.fl. (2005) sat til 20.000 SEK per ulykke ud fra forsikringsoplysninger. Lægges dette tal til grund for beregningerne, bliver de årlige totale omkostninger pga. af vej-kollisioner med elge 548 mill SEK eller 78.428 SEK per ulykke.

4.2.2 Hvilke faktorer påvirker ulykkesrisikoen?

Kollisioner med elg finder oftest sted i døgnets mørke timer eller i skumringen hvor elgene er mest aktive og gerne vandrer ud i åbent terræn for at fouragere. I Norge og Nordsverige er risikoen for påkørsler højest i perioder med dyb sne. I Syd- og Mellemsverige er sommer- og efterårsmånederne den farligste årstid (Ekman m.fl. 1992).

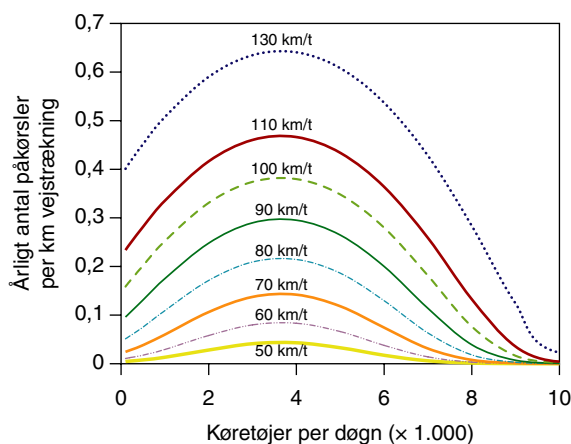
Statistiske analyser af forekomsten af ulykker på forskellige vejstrækninger i Sydsverige viser at faren for påkørsler med en høj grad af statistisk sikkerhed kan forudsiges ud fra lokale forskelle i elgtæthed, landskabssammensætning, trafikintensitet, trafikhastighed og forebyggende tiltag.

Til hver af disse faktorer kan bemærkes:

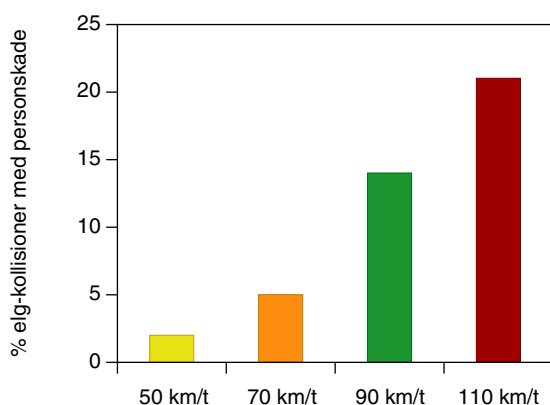
Bestandstæthed: Statistiske sammenligninger mellem forskellige områder med forskellige bestandstætheder såvel som forskellige perioder med forskellig elgtæthed inden for de samme områder har godtgjort at der er en direkte sammenhæng mellem tætheden af elge og ulykkesraten (Seiler 2005). En fordobling af antallet af elge vil med andre ord medføre en fordobling i antallet af ulykker. Den enkelte elgs risiko for at blive involveret i en ulykke ser dermed ud til at være uafhængig af hvor mange andre elge der er i det samme område.

Landskabssammensætning: I Sydsverige er der blevet påvist en forøget risiko for påkørsler på arealer med mange kantzoner mellem trævegetation og åbne områder. Dette kan forklares ved at mange af disse er attraktive fødesøgningsområder som elgene op søger i døgnets mørke timer. En øgning af afstanden fra vej til nærmeste skovområde reducerede risikoen for påkørsler med ca. 15% (Seiler 2005).

Trafikintensitet: For den enkelte vejstrækning er der en ikke-lineær sammenhæng mellem antallet af ulykker og det gennemsnitlige antal køretøjer per døgn (Fig. 13): Antallet af ulykker per km vejstrækning er højest på vejstrækninger med mellem 2.500 og 5.000 biler i døgnnet og aftager til næsten 0 for vejstrækninger med 10.000 biler eller mere i døgnnet (Seiler 2005). Den faldende ulykkesrate på veje med høj trafikbelastning skyldes at elge undgår stærkt befærdede veje.



Figur 13. Det forventede årlige antal elg-påkørsler per km uhegnet vejstrækning ved forskellig årssdøgntrafik og hastigheder og en bestandstæthed på ca. 1 elg/km² (gennemsnitlig årlig afskydning på 0,345 elge/km²). Estimerne er baseret på data fra en statistisk undersøgelse af ulykkesrisikoen i et 13.569 km² stort område i det sydøstlige Sverige (Östergötland, Jönköping og Kalmar län) i perioden 1990-1999 (data fra Seiler 2005: "traffic model"). Da den højeste tilladte hastighed i det pågældende område var 110 km/t, er den estimerede ulykkesrisiko ved 130 km/t baseret på en ekstrapolation af sammenhængen mellem hastighed og risiko.



Figur 14. Andel af elg-kollisioner som medfører personskade på vejstrækninger med forskellige hastighedsgrænser i det sydøstlige Sverige 1990-1999 (efter Seiler 2005).

Trafikhastighed: Der er en direkte sammenhæng mellem den tilladte hastighed og risikoen for ulykker (Fig. 13) såvel som alvorligheden af de enkelte ulykker (Fig. 14).

I to svenske undersøgelsesområder med en omtrentlig tæthed på 1 elg/km² var ulykkesfrekvensen således 8 til 10 gange højere på veje med en tilladt hastighed på 90 km/t i forhold til veje med en hastighedsgrænse på 70 km/t (1-2 mod 10-14 ulykker per 100 km vejstrækning per år (Seiler 2005). Andelen af ulykker som medførte personskade, steg fra ca. 5% på vejstrækninger med en hastighedsgrænse på 70 km/t til ca. 13% ved 90 km/t og 21% ved 110 km/t (Fig. 14). Antallet af ulykker med personskade per km vejstrækning var med andre ord ca. 23 gange højere på vejstrækninger med 90 km/t i forhold til vejstrækninger med 70 km/t som højest tilladte hastighed. Hastighedsnedsættelse nævnes som det mest effektive tiltag der findes for at begrænse antal ulykker (Seiler 2005).

Hegning af vejstrækninger: I Norge og Sverige benytter man sig i udpræget grad af hegning af udsatte vejstrækninger. Hegn på mindst 2,2 meters højde reducerer antallet af vejkrydsninger med ca. 90% (Helldin m.fl. 2006) på de pågældende strækninger og antallet af ulykker med ca. 75% (Seiler & Folkeson 2006). Den overordnede effekt er dog noget omdiskuteret idet det er blevet fremført at hegning undertiden blot flytter problemerne til andre vejstrækninger. Ligeledes har der været tilfælde hvor elge er blevet fanget på den forkerte side af vildt-hegnet og ikke har kunnet komme væk fra trafikzonen. Dette sker typisk hvor hegnet ender eller hvor der har været åbent for passage (Seiler 2005).

Hegning i Norge og Sverige har haft negative konsekvenser for elges og andre vildtarters daglige og årstidsbestemte vandringer. Dette har betydet at elge ikke har kunnet få adgang til arealer med egnede fourageringsbetingelser eller har haft vanskeligt ved at forlade nedgræssede områder. Resultatet har været at enkelte områder bliver kraftigt overudnyttede med omfattende skader på skoven til følge. Meget effektiv hegning i områder med et veludbygget vejnet kan endvidere opsplitte en sammenhængende bestand i smågrupper af dyr som kun i begrænset omfang udveksler individer. Dette kan i værste fald gøre det vanskeligt for individer af modsat køn at kunne mødes under brunsten (Helldin m.fl. 2006).

Hegning er endvidere omdiskuteret fordi det typisk opfattes som æstetisk uskønt og også hindrer menneskers bevægelsesmuligheder. Hegning er derfor kun en praktisk gennemførlig løsning på hovedveje med et begrænset antal krydsende veje.

Et elghegn koster skønsmæssigt 126.000 DKK/km hegnslængde (150.000 SEK i 2005-priser) i opsætning og 840 kr./km (1.000 SEK i 2005-priser) årligt i vedligehold i de ca. 20 år det holder (Ingemarson m.fl. 2005). Dette giver en omtrentlig årlig udgift på 7.140 DKK per km hegnstrækning eller 14.280 DKK per km vejstrækning som er hegnet på begge sider.

4.2.3 Trafikproblemets forventede størrelse i Danmark

Det er ikke muligt at forudsige trafikrisikoen med fuldstændig sikkerhed da man ikke uden videre kan forvente at elge i den danske natur vil opføre sig fuldstændigt som svenske elge i forhold til trafikken. På den anden side er landskabsforholdene i det sydlige Sverige ikke voldsomt ulig forholdene i de 25 skovbevoksede områder af Danmark der er blevet vurderet som potentielt egnede som levesteder for fremtidige elgbestande (afsnit 3.3.5).

For at danne et kvalificeret skøn over hvor stort et problem vej- og togtrafik vil blive for en eller flere fremtidige danske elgbestande, er svenske data for sammenhængen mellem hyppigheden af påkørsler og vejtrafik blevet ekstrapoleret til de 25 danske områder som vurderes måske at kunne huse elgbestande i fremtiden.

Risiko for at en elg vil blive impliceret i en ulykke i løbet af et år

Til grund for disse beregninger ligger den forudsætning at en dansk vejstrækning med en givet tilladt hastighed og trafikbelastning vil indebære den samme risiko for en krydsende elg som en tilsvarende vejstrækning i Sydsverige:

- Det forventede antal kollisioner for en given vejstrækning er estimeret ud fra funktionen af hastighed og trafikbelastning vist i Figur 13.
- Det forventede antal kollisioner for en given jernbanestrækning antages at følge den samme funktion som for vejstrækninger (relevante data for hvilke faktorer som påvirker risikoen for togkollisioner har ikke været mulige at fremskaffe).
- Antallet af kollisioner for et givet område er direkte proportionalt med elgbestandens størrelse (Seiler 2004).
- Hegning af en given vejstrækning antages at nedbringe antallet af ulykker med 75%.

Konsekvenser af elg-kollisioner

Konsekvenserne af og udgifterne ved en elg-kollision på en vej med en given hastighedsgrænse antages også at være den samme i Danmark som i Sverige (1990-1999):

- 92% af alle kollisioner medfører elgens død (det har ikke været muligt at fremskaffe data på sammenhængen mellem tilladt hastighed og sandsynligheden for at en kollision har fatale følger for elgen).
- Andelen af indtrufne kollisioner der medfører personskaade som funktion af den tilladte hastighed vil være den samme i Danmark som i Sverige (1990-1999), dvs. som vist på Figur 14.
- De samfundsmæssige udgifter for ulykker såvel som præventive foranstaltninger per km vejstrækning vil være de samme i Danmark som i Sverige. Af de to tilgængelige estimater for den samfundsmæssige udgift per ulykke (Tabel 11) anvendes det laveste.
- Kollisioner med tog antages ikke at medføre personskaade (Seiler & Folkeson 2006). Da der ikke foreligger estimater for prisen på en togkollision, udelades togulykker reelt af kalkulen.

Beregning af den forventede ulykkeshyppighed for de 25 mulige elgområder

Det forventede antal årlige kollisioner for et givet område (C_k) blev beregnet ved at summere produkterne af de enkelte vejstrækningers længde i kilometer (l) med det forventede antal kollisioner per kilometer vejstrækning $f(v, d, D)$ som er en ikke-lineær funktion af den tilladte hastighed (v) og års-

døgnstrafik (d), og en lineær funktion af elgtætheden (D). Kollisionsfrekvensen per kilometer vejstrækning for en given elgtæthed blev estimeret ud fra tidligere analyser i Sydøstsvrige (Seiler 2005: "traffic model", Fig. 13) hvor den gennemsnitlige bestandstæthed af elge skønnes at have ligget tæt på 1 elg per km²).

Da antallet af forulykkede elge antages værende proportionalt med bestandstætheden, vil det forventede antal ulykker i et område med bestandstætheden D_k kunne findes som:

$$C_k = \frac{D_k}{D_{\text{Seiler 2005}}} \sum l \cdot f(v, d)_{\text{Seiler 2005}} \quad (1)$$

Hvor $f(v, d)_{\text{Seiler 2005}}$ er kollisionsfunktionen i Seilers (2005) studium (Fig. 13) og $D_{\text{Seiler 2005}}$ er bestandstætheden i Seilers (2005) studieområde.

For at give et eksempel på hvordan kollisionsfunktionen anvendes, vil det gennemsnitlige antal påkørsler ved en bestandstæthed på 1 elg per km² for en 6,4 km vejstrækning med en tilladt hastighed på 80 km/t og en trafikbelastning på 2.000 biler i døgnnet (Fig. 13) være den samme som:

$$l \cdot f(v, d)_{\text{Seiler 2005}} = 6,4 \text{ km} \times 0,0570 \text{ kollision km}^{-1} \text{ år}^{-1} = 0,365 \text{ kollision år}^{-1}$$

Hvis der i området er en bestandstæthed på 0,5 elg per km², vil det forventede antal kollisioner på den pågældende vejstrækning følgelig være:

$$\frac{D_k}{D_{\text{Seiler 2005}}} l \cdot f(v, d)_{\text{Seiler 2005}} = \frac{0,5 \text{ elg km}^{-2}}{1,0 \text{ elg km}^{-2}} 6,4 \text{ km} \cdot 0,0570 \text{ kollision km}^{-1} \text{ år}^{-1} = \underline{\underline{0,182 \text{ kollision år}^{-1}}}$$

Direkte afledt heraf kunne den årlige kollisionsrisiko per elg (R_k) i et givet område beregnes som antallet af kollisioner divideret med elgbestandens størrelse (N_k):

$$R_k = \frac{C_k}{N_k} \quad (2)$$

Da den enkelte elgs kollisionsrisiko antages at være uafhængig af hvor mange andre elge der er i området, kan den enkelte elgkollisionsrisiko estimeres direkte som:

$$R_k = \frac{C_k}{N_k} = \frac{1}{A_k} \sum l \cdot f(v, d, D=1) \quad (3)$$

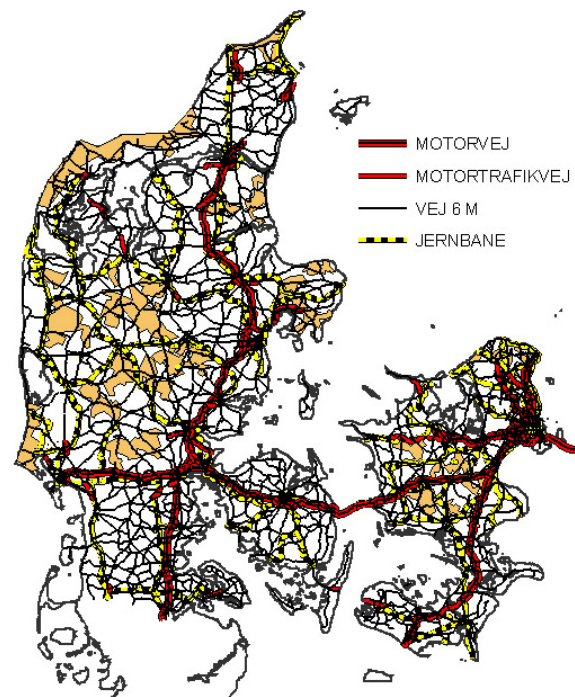
hvor A_k er områdets areal. Ligning (3) fremkommer ved at kombinere ligning (1) og (2) idet $D_k = N_k/A_k$. Den enkelte elgs risiko for at blive indblandet i en kollisionsulykke antages at være proportional med vej­­tætheden, jf. udtryk (3).

Der er ingen tilgængelig GIS-database med alle danske vejstrækningers trafikintensitet og hastighedsgrænser. Informationer om vejenes antal, udstrækning og størrelse inden for hvert af de 25 kandidat­områder blev ekstraheret fra databasen Top10DK-trafik (Kort & Matrikelstyrelsen). I dette vejtema var alle danske vej- og jernbanestrækninger (1997) kategoriseret som motorvej (2111), motortrafikvej (2112), veje bredere end 6 m (2115), veje af 3-6 m (2122), andre veje (2123), stier mv.

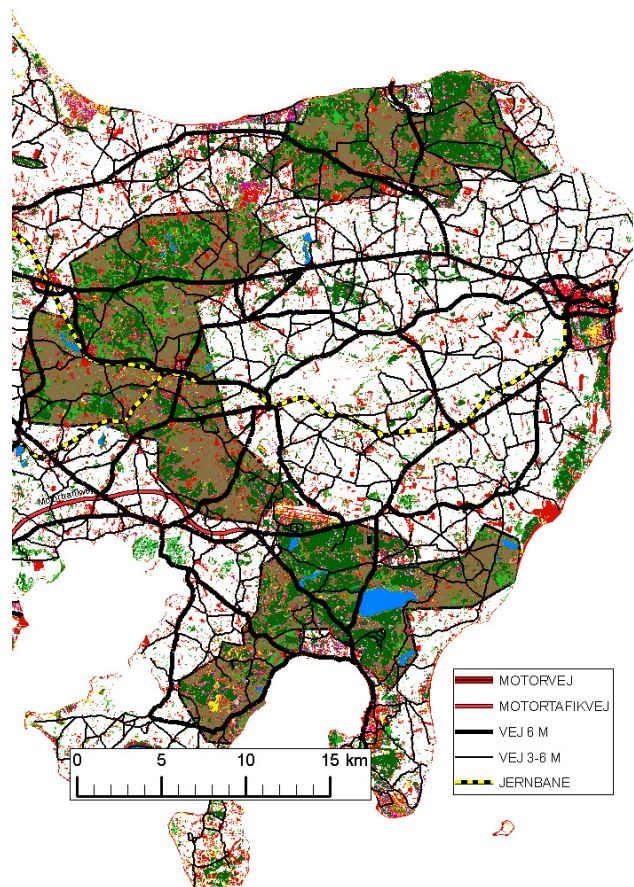
Til analysen udvalgte veje med ID-koderne 2111-2122 samt togstrækninger (kode 2130) (Fig. 15 og 16). Kategorien "Andre veje" (2123) blev fravalgt da disse vejstrækninger næsten udelukkende bestod af skovveje, markveje og villaveje, dvs. vejtyper hvor hastigheden typisk er lavere end 50 km/t, altså så lav at kollisionsraterne må anses som værende forsvindende små.

Informationer om hastighedsdata var ikke tilgængelige for de enkelte vejstrækninger, men det er rimeligt at antage at de alt overvejende følger de generelle hastighedsbegrænsninger for motorvej, motortrafikvej og landevej da byzoneandelen af de markerede polygoner var forsvindende lille. Hastighederne på de forskellige vej­kategorier antages derfor at være 110 km/t for motorvej, 90 km/t for motortrafikvej og 80 km/t for landeveje bredere end 6 m (næsten udelukkende veje med hovedvejsnummer) såvel som mindre landeveje af 3-6 m bredde (primært kommunale veje). Hastigheden på jernbanestrækninger blev sat til 100 km/t.

Informationer om år­sdøgntrafik fra året 2003 var tilgængelige for de fleste stats- og ams­ts­veje. Ud fra disse informationer kunne den omtrentlige trafikbelastning på de tre tungeste vej­kategorier estimeres for hvert område. Ingen information var tilgængelig for veje under 6 m, men da det typisk drejede sig om biveje som afviklede lokaltrafik, blev år­sdøgn­belastningen på disse veje estimeret til 500 køretøjer.



Figur 15. De danske hovedfærdselsårers udstrækning (1997) i forhold til de 25 områder der er evalueret som mulige fremtidige levesteder for elg i Danmark.



Figur 16. Eksempel fra Djursland som illustrerer hvorledes veje og jernbaner krydser tre potentielt egnede leveområder for elg (mørke områder).

Tabel 12. Oversigt over den samlede udstrækning af veje og jernbaner og en elgs forventede årlige kollisionsrisiko med disse vejtyper for hver af de 25 mulige elgområder). Længdeangivelser er afrundet til nærmeste hele kilometer. Kollisionsrisikoen (sandsynligheden for at en given elg bliver involveret i en ulykke på de forskellige vej- og banetyper i løbet af et år) er afrundet til den nærmeste hele procentsats. Dog er den procentvise risiko for at en elg vil blive involveret i en ulykke med personskade angivet med en decimal. Forkortelser: MV: motorvej, MTV: motortrafikvej, V>6m: vej bredere end 6 m (hovedvej), V3-6m: vej af 3-6 m bredde (bivej), JB: jernbane.

Hovedområde	Delområde	Areal (km ²)	Samlet længde af vej- og banestrækninger (km)					Kollisionsrisiko elg ⁻¹ år ⁻¹ (%)					Samlet risiko	Personskader elg ⁻¹ år ⁻¹ (%)
			MV	MTV	V>6m	V3-6m	JB	MV	MTV	V>6m	V3-6m	JB		
Nordsjælland	Samlet	180	4	10	90	96	15	0	0	10	9	2	22	1,8
	a. Gribskov	86	0	5	28	24	13	0	0	6	5	3	15	1,0
	b. Tisvilde hegn	21	0	0	7	9	0	0	0	10	7	0	17	1,5
	c. Helsingør	44	4	0	40	48	1	0	0	18	19	1	38	3,4
	d. St. Dyrehave	29	0	5	15	16	0	0	0	11	10	0	20	1,8
Midtsjælland	Samlet	668	33	8	113	476	39	0	0	4	9	1	15	1,2
	e. Holmegaard	86	11	0	13	50	3	0	0	2	8	1	10	0,8
	f. Tissø	133	0	8	20	88	5	0	0	4	9	1	14	1,2
	g. Sorø	201	4	0	52	135	15	0	0	7	9	2	18	1,5
	h. Ringsted-Roskilde	248	18	0	29	203	17	0	0	2	11	2	15	1,2
Østthimmerland	Samlet	254	0	0	58	92	9	0	0	5	5	1	11	0,8
	i. LI Vildmose	144	0	0	24	50	0	0	0	3	5	0	8	0,7
	j. Rold skov	110	0	0	35	42	9	0	0	6	5	2	13	1,0
Thy	k. Thy	885	0	0	223	375	0	0	0	6	6	0	12	1,1
Djursland	Samlet	349	0	0	80	219	9	0	0	6	8	1	15	1,3
	l. Syddjurs	109	0	0	27	73	0	0	0	7	9	0	15	1,4
	m. Midtdjurs	162	0	0	42	92	9	0	0	7	7	1	16	1,3
	n. Norddjurs	78	0	0	11	54	0	0	0	4	9	0	13	1,2
Centrale Jylland	Samlet	2.474	0	0	423	1.601	36	0	0	4	8	0	13	1,1
	o. Silkeborg	182	0	0	39	103	6	0	0	6	7	1	15	1,2
	p. Gludsted	139	0	0	18	77	0	0	0	1	7	0	9	0,8
	q. Herning-Brande	441	0	0	97	315	13	0	0	4	9	1	14	1,2
	r. Viborg	672	0	0	136	448	11	0	0	4	9	0	13	1,2
	s. Flyndersø	65	0	0	4	27	6	0	0	2	5	2	9	0,7
	t. Borris-Grindsted	203	0	0	38	141	0	0	0	5	9	0	15	1,3
	u. Nr. Snede-Brande	329	0	0	48	204	0	0	0	4	8	0	12	1,1
	v. Ulfborg	353	0	0	28	225	0	0	0	2	8	0	11	1,0
	w. Klosterheden	90	0	0	15	62	0	0	0	5	9	0	14	1,2
Sydvestjylland	x. Blåbjerg	234	0	0	33	122	6	0	0	7	15	1	22	1,9
Nordjylland	y. Skagen-Frederikshavn	199	0	0	40	111	16	0	0	6	7	2	15	1,2

I Frederiksborg Amt hvor befolkningstætheden og trafikbelastningen er væsentligt højere end i de øvrige undersøgte landsdele blev årsdøgnbelastningen på 3-6 m brede veje dog sat til 1.000 køretøjer i døgnet. Trafikbelastningen på jernbanestrækninger blev sat til 50 tog i døgnet på alle strækninger bortset fra strækningen mellem Slagelse og Roskilde, hvor 200 tog skønnes at passere dagligt.

Forudsagte kollisionsrater

Med den nuværende vejstruktur og trafikbelastning varierede den forventede årlige risiko for at blive påkørt for den enkelte elg fra 8 til 38% for de 25 kandidatområder med et gennemsnit på 15% (Tabel 12).

Med en årlig kollisionsrisiko på 38% fremstår Helsingørområdet som det klart farligste af de 25 områder. Dette er af speciel betydning da en bestands-etablering gennem naturlig indvandring fra Sverige nødvendigvis må tage sit udgangspunkt i dette område.

De tyndtbefolkede områder i det centrale og nordlige Jylland kommer ud som de mest "sikre" områder med 8-9% årlig kollisionsrisiko, fulgt af området mellem Næstved og Haslev.

På hovedområdeniveau fremstår Nordsjælland og Blåbjergområdet i det sydvestligste hjørne af Jylland som de mest trafikfarlige regioner (begge 22% per år).

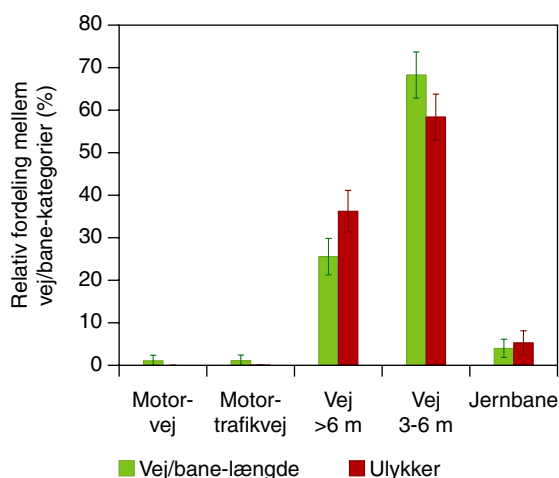
Det kan i øvrigt bemærkes at de i denne analyse forudsagte forskelle mellem områder mht. trafikfarlighed for elge i det store hele afspejler allerede eksisterende forskelle mellem landsdele i indberetninger af vildtpåkørsler. Nordsjælland har således landets indiskutabelt højeste registrerede tæthed af påkørt vildt (Andersen & Madsen 2007).

Fordelt på vej- og jernbanekategori vil 6 ud af 10 (59%) kollisioner finde sted på biveje (Fig. 17, Tabel 12), ca. 36% på hovedlandeveje og ca. 5% på jernbanelinier. Praktisk talt ingen elge vil blive påkørt på motorveje og motortrafikveje.

Den relative fordeling af ulykker mellem forskellige vej- og jernbanekategorier afspejler i det store hele den samlede udstrækning af de forskellige vej- og banekategorier. Dog vil antallet af ulykker i forhold til den samlede vejstrækning være noget højere på de større landeveje i forhold til biveje fordi disse vejstrækninger er mere trafikerede. Der skal i den forbindelse gøres opmærksom på at de estimerede kollisionsrater på bivejene kan være noget over-

estimerede i visse områder da enkelte strækninger i det for analysen tilgængelige vejtema består af ikke-asfalterede veje som næppe tillader en hastighed på 80 km/t som forudsagt i modellen.

Ud over at motorveje og motortrafikveje udgør en meget lille andel af den samlede længde af veje og baner i de 25 områder, kommer de i analysen ud som værende væsentligt mindre farlige per km vejstrækning end landeveje. Dette skyldes at den negative effekt af de højere hastigheder på disse veje langt opvejes af de meget høje trafikbelastninger (15.000 – 60.000 biler i døgnet) i modellen.



Figur 17. Den gennemsnitlige relative fordeling på længde af vej-/banestrækninger og ulykker i mellem de fem vej- og banekategorier i de 25 områder som vurderes som potentielt egnede til at huse elge. De vertikale barrer angiver den statistiske usikkerhed (95% sikkerhedsinterval) omkring bestemmelsen af de sande proportioner.

Selvom der per døgn kører langt færre tog på en jernbanestrækning end der kører biler på en vejstrækning, fremgår jernbanestrækninger i modellen som værende mindst lige så farlige for elge som vejstrækninger pga. togenes højere hastighed i modellen. Kollisionsraterne på jernbanestrækninger er formentligt væsentligt undervurderet i analysen da tog har en meget længere bremselængde end biler og ikke kan foretage undvigemanøvrer samtidigt med at hastigheden på visse banelinier kan være væsentligt højere end de 100 km/t som er forudsagt i modellen (op til 160 km/t).

Direkte økonomiske konsekvenser af kollisioner med elg

De årlige gennemsnitsudgifter per levende elg pga. ulykker på veje alene vil variere fra ca. 6.000 kr. (Østhimmerland) til ca. 13.000 kr. (Blåbjerg og Nordsjælland) mellem de forskellige hovedområder (Tabel 12). Af de enkelte delområder er Helsingørområdet den suveræne topscorer med en forudsagt

årlig udgift på knapt 24.000 kr. per elg, mens en elg i Lille Vildmose-området kun anslås at koste 5.000 kr. per år. Af de direkte udgifter til ulykker vil 85% kunne henføres til omkostninger ved skade på personer.

De totale udgifter forbundet med en elgbestand vil kunne estimeres som produktet af bestandens størrelse og de estimerede gennemsnitsudgifter per elg.

Konsekvenser af det forudsagte kollisionsmønster

Fra et bestandsmæssigt perspektiv vil en normalt reproducerende elgbestand kunne tåle en årlig høst på ca. 37%. Hvis 92% af alle kollisioner, som det er tilfældet i Sverige, har fatale konsekvenser for den implicerede elg, vil en bestand i princippet kunne tåle en kollisionsrate på op i mod 40% per år (0,37/0,92) hvis ikke ulykkerne omfattede moderdyr med afhængigt afkom (hvad de selvfølgelig gør). Ud fra dette kriterium må ét af de 25 potentielle leveområder (Helsingør-området) betegnes som uegnet pga. af for høj beskatning i form af trafikdrab.

Fra en samfundsmæssig synsvinkel er det forventeligt at selv de laveste kollisionsrater (8%) vil blive anset som problematiske. Dette være sig om man så anskuer problemet som det årlige antal forventede trafikskadede som hver fritgående elg vil medføre, eller de forventede årlige økonomiske omkostninger som er forbundet med disse ulykker.

For at sætte problemets forventelige omfang i relief kan der henvises til at den gennemsnitlige årlige kollisionsrate for elge i Sverige løseligt kan anslås til ca. 1,5% (4.500 registrerede ulykker årligt fordelt på skønsvist 300.000 elge). Med en uændret dansk trafikinfrastruktur vil elge i de mindst trafikeksponerede af de 25 leveområder (8-9% årlig kollisionsrisiko) altså være 5-6 gange så udsatte for at blive impliceret i en færdselsulykke som en gennemsnitlig elg i Sverige og dermed også 5-6 gange så dyr i forhold til samfundet. Risikovurderinger i forhold til trafiksikkerhed må derfor nødvendigvis inddrages i forbindelse med beslutningen om og planlægningen af reetableringer af elgbestande i Danmark.

Forebyggende tiltag

Der er i hovedsagen to præventive strategier til nedbringelse af antallet af ulykker: (1) man kan formindske elges mulighed for at få adgang til en vej- eller banestrækning og (2) man kan forbedre trafikantens mulighed for at opdage elgen i tide, så påkørsel kan undgås. Til den første type tiltag hører først og fremmest hegning, men også fjernelse af fødekilder (småtræer) nær færdselsårenerne er hyp-

pigt brugt. Forskellige skræmmeforanstaltninger har været forsøgt gennem tiderne, men har i almindelighed vist sig lidt effektive. Til den anden type initiativer hører skiltning om kollisionsrisiko, forbedring af sigtbarhed langs vejen og nedsættelse af den tilladte hastighed.

Hegning og hastighedsnedsættelser regnes som de to mest effektive forebyggende tiltag (Seiler 2005). Da markante hastighedsnedsættelser over lange vejstrækninger normalt ikke er forenelig med et moderne samfunds krav til korte transporttider, bliver hegning i stigende omfang brugt som forebyggende tiltag i Norge og Sverige.

Hvis ulykkestallet søges reduceret gennem hegning af hovedlandeveje (det er lidt sandsynligt at ret mange af de svagt trafikerede biveje i praksis lader sig hegne), vil ulykkestallene kunne reduceres med mellem 12 og 43% (Tabel 13). De årlige udgifter i forbindelse med opsætning og vedligehold af hegn vil imidlertid være anselige, og vil fra en snæver økonomisk betragtning formentlig kun kunne betale sig i visse områder. Dette betyder at det de fleste steder vil være vanskeligt at reducere de forventede økonomiske udgifter som hver elg vil påføre samfundet (Tabel 13) gennem investeringer i ulykkespræventive tiltag.

Generelt har de vildthege der pt. benyttes her i landet vist sig ikke at have nogen påviselig effekt på trafiksikkerheden i forhold til de pattedyr som i øjeblikket findes i Danmark (Boesen m.fl. 2005). Men alt andet lige må hegning med henblik på at reducere antallet af kollisioner med elg imidlertid også forventes at reducere antallet af kollisioner med andre dyrearter, men det er svært at vurdere den samlede effekt i forhold til personskader og generel trafiksikkerhed.

For en ordens skyld skal det også nævnes at elge fra de bestande som måtte få kerneområde i et af de evaluerede områder der har været i fokus for denne analyse, fra tid til anden vil bevæge sig uden for disse områder på mere eller mindre permanent basis. Dette betyder at selv om "elgfare" hovedsageligt vil være et lokalt problem omkring de skovområder hvor bestandene vil holde til, så vil elge på vejene reelt kunne påtræffes i praktisk talt hele Jylland og Sjælland såfremt der findes bestande i disse landsdele.

Tabel 13. De forventede hyppigheder hvormed elge årligt vil blive involveret i trafikuheld i almindelighed, og ulykker som forvolder personskade samt de udgifter i forbindelse med ulykker som må påregnes hver eneste elg i bestanden. Beregninger er foretaget under forudsætning af den nuværende vejstruktur uden kollisionsforebyggende tiltag og ved hegning af alle hovedlandevejstrækninger (bredere end 6 m) medførende en 75 % reduktion i antallet af ulykker på disse strækninger. Den årlige udgift til hegning er sat til 14.280 kr. per km hegnet vejstrækning. Banestrækninger er inkluderet ved beregning af de totale ulykkehypigheder, men antages i denne beregning ikke at medføre personskade eller materiel skade. Effekten af hegning opgøres som den procentvise reduktion i antallet af kollisioner med bil (hvilket i disse beregninger er analogt med reduktionen i personskader). Det bestandsmæssige balancepunkt for hvor reduktionen i udgifter til ulykker opvejer udgifterne til opsætning og vedligehold af elghegn er angivet som "nedre antal elge". Hvis elgbestanden overstiger dette antal, vil hegning fra et rent økonomisk synspunkt være en mere favorabel løsning end ikke at hegne.

Region	Område	Nuværende vejstruktur			Ved hegning af alle hovedlandevejstrækninger					
		Påkørsler elg ⁻¹ år ⁻¹	Personskader elg ⁻¹ år ⁻¹	Pris (kr) elg ⁻¹ år ⁻¹	Udgift (kr) til hegning år ⁻¹	Påkørsler elg ⁻¹ år ⁻¹	Personskader elg ⁻¹ år ⁻¹	Pris (kr) elg ⁻¹ år ⁻¹	Skade- reduktion	Nedre antal elge
Nordsjælland	Samlet	22%	1,8%	12.577	1.291.155	14%	1,1%	7.621	39%	261
	a. Gribskov	15%	1,0%	7.231	398.550	10%	0,6%	4.137	43%	129
	b. Tisvilde hegn	17%	1,5%	10.646	99.254	10%	0,9%	6.059	43%	22
	c. Helsingør	38%	3,4%	23.798	572.709	24%	2,1%	15.041	37%	65
	d. St. Dyrehave	20%	1,8%	12.928	220.642	12%	1,1%	7.904	39%	44
Midtsjælland	Samlet	15%	1,2%	8.637	1.616.367	12%	0,9%	6.638	23%	809
	e. Holmegaard	10%	0,8%	5.975	185.883	9%	0,7%	5.151	14%	225
	f. Tissø	14%	1,2%	8.388	283.187	11%	0,9%	6.316	25%	137
	g. Sorø	18%	1,5%	10.342	737.976	12%	1,0%	6.783	34%	207
	h. Ringsted-Roskilde	15%	1,2%	8.310	409.322	13%	1,0%	7.207	13%	371
Østthimmerland	Samlet	11%	0,8%	5.936	828.683	7%	0,5%	3.748	37%	379
	i. Li Vildmose	8%	0,7%	4.972	335.966	5%	0,5%	3.411	31%	215
	j. Rold skov	13%	1,0%	7.204	492.717	8%	0,6%	4.192	42%	164
Thy	k. Thy	12%	1,1%	7.527	3.180.527	7%	0,6%	4.541	40%	1.065
Djursland	Samlet	15%	1,3%	9.322	1.136.006	10%	0,9%	6.262	33%	371
	l. Syddjurs	15%	1,4%	9.733	386.810	10%	0,9%	6.604	32%	124
	m. Midtdjurs	16%	1,3%	9.483	594.477	11%	0,8%	5.925	38%	167
	n. Norddjurs	13%	1,2%	8.408	154.719	10%	0,9%	6.483	23%	80
Centrale Jylland	Samlet	13%	1,1%	7.956	6.041.295	10%	0,9%	6.049	24%	3.168
	o. Silkeborg	15%	1,2%	8.790	563.732	10%	0,8%	5.736	35%	185
	p. Gludsted	9%	0,8%	5.588	254.255	8%	0,7%	4.889	12%	364
	q. Herning-Brande	14%	1,2%	8.780	1.384.146	11%	0,9%	6.676	24%	658
	r. Viborg	13%	1,2%	8.145	1.935.740	10%	0,9%	6.217	24%	1.004
	s. Flyndersø	9%	0,7%	4.615	63.702	8%	0,5%	3.742	19%	73
	t. Borris-Grindsted	15%	1,3%	9.283	547.295	10%	0,9%	6.669	28%	209
	u. Nr. Snede-Brande	12%	1,1%	7.890	683.855	9%	0,8%	5.873	26%	339
	v. Ulfborg	11%	1,0%	6.785	399.383	9%	0,8%	5.690	16%	365
	w. Klosterheden	14%	1,2%	8.694	209.188	10%	0,9%	6.449	26%	93
Sydvestjylland	x. Blåbjerg	22%	1,9%	13.525	469.255	17%	1,5%	10.397	23%	150
Nordjylland	y. Skagen-Frederikshavn	15%	1,2%	8.455	575.041	11%	0,8%	5600	34%	201

4.3 Skader på skovbrug og indtægter ved jagt

I det svenske skovbrug takseres skader forvoldt af elgbestanden på yngre fyrretræsbevoksninger med jævne mellemrum. Hvis der er skader på højst 5% af hovedstammerne i en kultur vurderes det som værende uden betydning. Ved skader på 5-20% af hovedstammerne giver det varige kvalitetsforringelser og fald i tilvækst. Skader på over 20% af hovedstammerne i en kultur vurderes som uacceptable for skovbruget (Ekman m.fl. 1992).

Der kan refereres til mange forskellige normer for hvor tæt elgbestanden kan være før grænsen er nået for skovbruget ($>0,5$ elg/km² total skovareal), men som i Danmark flytter grænserne sig hele tiden i relation til forholdet mellem økonomien i træproduktion og økonomien bundet til jagten. Skader på løvtræer er uden større betydning for det svenske skovbrug.

I Danmark er skovstrukturen ganske anderledes end i Norge og Sverige. Fyr (skovfyr, contorta og bjergfyr) udgør ca. 15% af det samlede nåletræsareal og bliver for størstedelens vedkommende brugt til flis, brænde eller spånplader. Produktionsværdien er således begrænset og skovfyrrens spontane selvforryngelse bekæmpes ligefrem i visse skovområder og i særdeleshed på de åbne naturarealer. I disse situationer vil elgens fouragering være en kærkommen hjælp. Røn, pil, asp og birk, som udgør en meget stor del af elgens føde i Norge og Sverige, betragtes i det danske skovbrug som værende uden økonomisk betydning. Blandt nogle skovejere betragtes disse arter endog som ukrudt og bekæmpes. Den tilgængelige fødemængde af røn, pil, asp og birk vil således være begrænset i de fleste danske skove.

På grund af den begrænsede mængde "sekundære løvtræarter" i de danske skove kan det antages at elge i Danmark givetvis også vil fouragere på eg, ask og bøg. For disse arter vil skadestærsklen være relativ lav. Da elgen kan fouragere helt op til over tre meters højde vil den nuværende "råvildtgrænse" på lidt over 1½ meters højde kunne forskubbe sig markant. Effektiv hegning (2,2 m) for elg vil udløse meget store ekstraudgifter for skovbruget.

Det er vanskeligt at estimere den økonomiske betydning af de skader som en bestand af elge vil kunne forårsage på forryngelse i en dansk skov. Der foreligger ikke undersøgelser der vil kunne anvendes under danske forhold hvor skader på løvtræsbevoksninger af høj skovbrugsøkonomisk værdi må

forventes. Imidlertid viser nye danske undersøgelser at en tæt rådyrbestand over en periode på knap 10 år kan reducere højdevæksten i en selvforryngelse af bøg med op til 50% (Olesen & Madsen 2007). En reduktion af planternes højdevækst er ensbetydende med en forsinkelse af kulturfasen og dermed den skovbrugsmæssige omdriftstid for bevoksningen. En sådan forsinkelse pga. vildtet, når der ikke hegnes, vil rent skovdriftsøkonomisk kunne sammenlignes med den forsinkelse der forventes ved at omlægge fra traditionel skovdrift med intensiv kulturetablering ved plantning til naturnær skovdrift baseret på selvforryngelse. Thorsen & Strange (2003) estimerer en 10 års forsinkelse af kulturfasen ved konvertering fra nål til løv til en forskel (et tab) i jordens kapitalværdi (et aggregeret mål for indtægter og udgifter set over en skovbeplantnings samlede omdriftstid) på mellem 2.000 og 10.000 kr./ha alt efter bonitet.

4.4 Skader på landbrugsafgrøder

Med sin tilpasning til at fouragere på blade og knopper af træ- og buskvækster i 1-3 meters højde fouragerer elge kun i ringe grad på græs- og urte-vækster. Markskader nævnes derfor kun som et problem for et begrænset antal markgrøder, først og fremmest de modnende stadier af havre og raps (Ekman m.fl. 1992, Henrik Svensson, pers. komm.). Udtrykket "havreälg" beskriver vel bedre end noget andet visse elges forkærlighed for denne afgrøde. Udover den del af afgrøden som fortæres, består en del af skaderne også i at planterne nedtrampes af de tunge dyr. Ligeledes nævnes skader på hegn som nedtrampes når elgene forsøger at krydse over markarealer.

Som helhed må det problem som en fremtidig dansk elgbestand forventes at måtte udgøre i form af skadevolder på markafgrøder betegnes som lille og værende af væsentligt mindre omfang end de skader som påføres erhvervet af kronvildt.

4.5 Sammendrag

Aggressive elge vurderes ikke at udgøre nogen alvorlig fare for mennesker. Dog må det forventes at elge i sjældne tilfælde vil kunne optræde truende over for mennesker og hunde. Da langt de fleste "elgangreb" er fremprovokerede skinangreb, vurderes konfrontationer med aggressive elge næsten helt at kunne undgås gennem oplysning om fornuftig publikumsadfærd.

Uanset hvor i landet en uhegnet bestand af elge måtte komme til at leve, må kollisioner med bil (lokal og også tog) påregnes at ville forekomme med tilbagevendende mellemrum. I den forbindelse vil personskader være uundgåelige. I et enkelt område (skovene omkring Helsingør) vurderes trafikdødeligheden at blive så høj at dette i sig selv vil vanskeliggøre tilstedeværelsen af en elgbestand. Trafikrisikoen er meget forskellig de forskellige landsdele imellem. I de mest sikre områder estimeres en elg at have en årlig risiko for at blive påkørt på 8-10% hvilket er 5-6 gange højere end den tilsvarende risiko for svenske elge. Da 60% af kollisionerne forudsiges at ville finde sted på biveje, vil hegning af de større veje kunne nedbringe det samlede, forventede antal ulykker med mellem 23 og 40%, afhængigt af region. Yderligere reduktioner i antallet af ulyk-

ker vil kræve nedsættelse af hastigheden på udsatte vejstrækninger.

Elge må forventes at ville påføre skovbruget økonomiske tab i nogen grad i form af bidskader på unge bevoksninger. Det er ikke muligt præcist at forudsige omfanget af disse tab som udover bestandens tæthed vil afhænge af lokale forhold såsom skovens sammensætning og kommercielle værdi og elgenes adgang til alternative fødekilder. For den enkelte grundejer vil øgede indtægter i form af jagtleje og kødværdi af de nedlagte dyr formentligt kunne opveje udgifterne i forbindelse med bidskader, i hvert fald i visse områder.

Elge antages kun i meget ringe grad at ville volde skader på landbrugsafgrøder.

5 Hvordan kan en dansk elgbestand forvaltes i praksis?

Hvis man ønsker at etablere en dansk elgbestand, vil følgende aspekter være værd at tage i betragtning:

1. En bestandsetablering gennem naturlig indvandring er teoretisk mulig, men kun på Sjælland. Sandsynligheden for at dette vil indtræffe inden for et menneskes levetid er dog så lille at man i praksis nok kan se bort fra den. Uanset hvor i landet man måtte beslutte at byde elgen velkommen, vil det derfor i realiteten kræve en egentlig introduktion. I det øjeblik en fast bestand er etableret enten i Jylland eller på Sjælland, vil der derimod være gode muligheder for spredning til de øvrige dele af disse regioner.
2. Adskillige områder i Jylland og på Sjælland ser ud til at indeholde tilstrækkeligt naturgrundlag til at kunne huse levedygtige elgbestande. I visse egne – især i Jylland – vurderes det potentielle livsgrundlag at være så solidt at levedygtige elgbestande skønnes at kunne opretholdes væsentligt under det niveau som der er føde til. I disse områder vil tilstedeværelse af levedygtige elgbestande ikke nødvendigvis resultere i væsentlige ændringer i den økologiske situation for fødeplanter eller konkurrerende planteædere.
3. Elgbestande i Danmark forventes kun at medføre et væsentligt samfundsproblem i form af den fare krydsende elge udgør for biltrafikken. Problemet størrelse vil være forskelligt mellem landsdelene og vil lokalt kunne reduceres gennem hegning af hovedfærdselsårer og hastighedsnedsættelser på særligt udsatte biveje. Da problemet med trafiksikkerhed ikke vil kunne elimineres fuldstændigt, vil en bestand af elge som ikke holdes under hegn, uvægerligt medføre trafikulykker med kvæstede.

I det følgende gives forslag til hvordan disse udfordringer bedst kan løses.

5.1 Betragtninger og anbefalinger i forbindelse med etableringen af en ny elgbestand

5.1.1 Bestandsetablering ved naturlig indvandring

Hvis man ønsker en bestandsetablering af elg i Danmark ad naturlig vej, vil det vigtigste man ville

kunne foretage sig være at forhindre at de indvandrede elge omkommer. Nogle forsigtige anbefalinger for hvordan dette måske kan gøres, er givet i kapitlet om indvandringssandsynlighed. Som tidligere angivet vil en bestandsetablering ad naturlig vej kun være en mulighed øst for Storebælt, og chancen for at det vil ske må betegnes som lille, grænsende til det hypotetiske.

5.1.2 Bestandsetablering ved udsætning

Ifald man måtte ønske at etablere en bestand ved hjælp af udsætning, bør de udsatte dyr naturligvis tilhøre den Europæiske race (*Alces alces alces* L.). Da alle europæiske elgbestande kategoriseres som tilhørende denne race, vil man med lige god ret kunne etablere en ny dansk bestand vha. af skandinaviske som mellemeuropæiske dyr.

Som det fremgår af kapitlet om mindste levedygtige bestandsstørrelse, skal man være opmærksom på at den endelige bestand skal indeholde tilstrækkelig genetisk variation til at undgå effekter af indavl. Dette betyder at en bestand skal grundlægges af et tilstrækkeligt stort antal individer. For at imødegå den genetiske flaskehals i forbindelse med at bestanden i begyndelsen kun vil bestå af et meget lille antal dyr, vil det derudover være vigtigt at bestanden i etableringsfasen så hurtigt som muligt får lov at vokse sig over den størrelse hvor tab af genetisk variation er et problem (dvs. omtrent 75-100 dyr). I praksis vil dette betyde at en bestand som grundlægges på basis af f. eks. 10 dyr, og som efter udsætning vokser med 35% årligt først bør beskattes efter tidligst 7-8 år (Dette tal skal ikke opfattes som det anbefalede antal dyr der skal til at etablere en bestand, men tjener alene til at eksemplificere hvor lang tid en bestand vil være om at vokse til en levedygtig størrelse fra et givet udgangsniveau).

For at sikre at bestanden ikke bliver (for) indavlet i løbet af de første generationer, bør det overvejes at monitere bestandens individers slægtskabsforhold og indavlskoefficienter gennem indsamling og analyse af genetiske markører fra hvert enkelt individ indtil bestanden vurderes at være uden for fare for at udvikle en indavlsdepression. Et sådant monitoringsprogram vil gøre det muligt på et sagligt grundlag at vurdere i hvilket omfang bestanden bør tilføres "frisk blod" gennem yderligere udsætninger af dyr fra andre bestande.

5.2 Betragtninger og anbefalinger i forbindelse med planlægningen og forvaltningen af en etableret elgbestand

5.2.1 Hensyn i forhold til grundejere: Hvor tæt må en bestand være, og hvem må jage dem?

I det øjeblik en bestand har vokset sig til den ønskede størrelse, vil jagt være en nødvendig betingelse for at holde antallet af dyr på et stabilt niveau. Da elgbestande, på samme måde som bestande af de fleste andre hjortedyr, kun i ringe grad reguleres gennem sociale mekanismer såsom territorialitet, vil en bestand som ikke begrænses af jagt eller rovdyr i løbet af få år vokse sig så stor at fødegrundlaget (dvs. blade, knopper og kviste på buske og træer) vil blive overudnyttet med alvorlige skader på vegetationen og sult hos elgene til følge.

Sunde elgbestande kan tåle en årlig afskydning på op i mod 37% (Ekman m.fl. 1992).

Da elge på samme måde som kronvildt typisk færdes over et område på mellem en halv snes og op i mod et par hundrede kvadratkilometer på årsplan, vil samtlige mulige fremtidige elgbestande på den frie vildtbane skulle leve i områder delt mellem et stort antal grundejere.

Da en elgbestand både rummer et skadepotentiale i forhold til skovbrugsinteresser og repræsenterer en måske lige så stor eller større økonomisk værdi som jagtobjekt, må det stærkt anbefales at den årlige afskydning reguleres på regionalt niveau i stil med den praksis med lokale jagtkvoter for store hovdyr som råder i Norge og Sverige. Med den nuværende jagtlov står det en grundejer frit for at skyde et ubegrænset antal individer af enhver jagtbar art på sine besiddelser. Ifald elgen i fremtiden vil blive jagtbar på samme måde som landets øvrige hjortevildt, vil det derfor kræve en eller anden form for frivillig overenskomst mellem de lodsejere som deler en bestand for at opnå en kontrolleret afskydning.

Uanset hvilken form for forvaltningsmodel som måtte komme til anvendelse, bør der i planlægningen og reguleringen af danske elgbestande tages højde for at der lokalt vil kunne forekomme meget forskellige tolerancetærskler for den ønskede bestandstæthed. På plussiden vil tælle at elge vil kunne medføre øgede indtægter ved øget jagtleje. På minussiden vil gælde at elge skader skovenes opvækst. Det er som tidligere anført yderst vanskeligt at forudsige i hvilken grad forskellige tætheder af elge vil påføre skovejerne økonomiske tab i form bidskader, og i hvilken grad dette tab vil blive opve-

jet af øgede jagtindtægter. Man kan dog forvente at man i områder med ekstensivt drevne (fyrre)skove på dårlig jord og tilvoksede heder vil kunne tolerere et væsentligt højere bidtryk end i skove med intensiv dyrkning af træ af høj kvalitet. Tilsvarende vil den forøgede indtægt i form af jagtleje ved tilstedeværelse af elg også kunne variere fra sted til sted. Endelig kommer det psykologiske element at forskellige grundejere vil have forskellig indstilling til hvor mange elge der skal være på deres besiddelser.

I Sverige og Norge forvaltes de fleste elgbestande ved at der på lokalt og regionalt plan aftales en jagtkvotepå hvor mange køer, kalve og tyre af forskellig alder som må skydes. Da man i de fleste tilfælde ikke kender bestandenes præcise størrelse og sammensætning, fastsættes kvoterne typisk på grundlag af et skøn af hvorvidt bestands-/bidskadeniveauet er stigende eller faldende i forhold til foregående år. Hvis en bestand skønnes at være ved at vokse sig for stor, øges kvoterne. På tilsvarende vis reduceres jagtkvoten for en bestand som viser tegn på at være vigende, eller som man ønsker skal vokse. Jagtkvoterne og det ønskede bestandsniveau bliver i sidste ende fastsat gennem forhandling mellem de lokale interessenter som har sæde i de kommunale vildtråd. Efter lokale aftaler er der også udarbejdet en fordelingsnøgle efter hvilket kødet/jagtindtægterne fordeles mellem de forskellige grundejere.

Fordelene ved en sådan lokalt baseret, pragmatisk forvaltningsmodel er at bestandsniveauet og dermed skadesniveauet løbende kan justeres efter lokale ønsker. Da elgbestande vokser hurtigt, dyrets størrelse taget i betragtning, vil effekten af fejlskøn i forhold til forvaltningsmålsætningen (f.eks. hvis en overvurderet bestand bliver for hårdt beskattet i en eller to jagtsæsoner) kunne udlignes i løbet af få år. En ulempe ved en sådan reaktiv forvaltningspolitik vil være at der undertiden vil være en tidsforskuet effekt af bestandens størrelse på overudnyttelsen af føderessourcerne og dermed bidskadeniveauet. Populært sagt kan man komme i den situation at man først opdager at bestanden har vokset sig for stor i det øjeblik elgene har spist sig selv ud af huset med det resultat at en drastisk bestandsreduktion vil være påkrævet for at undgå effekter som sult og massive bidskader. Hvis sådanne ubalancer i bestandsgrundlaget skal undgås, må elgbestandeneseffekter på deres fødegrundlag evalueres årligt.

En alt for løst defineret afskydningspolitik vil være særlig risikabel for bestande som er så små at de i forvejen balancerer på det forsvarlige mht. kravene til mindste levedygtige bestandsstørrelse. I sådanne tilfælde vil en for høj eller for skæv afskydning i blot

et enkelt år kunne sætte en lille bestands fremtidige overlevelse på spil. Små bestande vil derfor i højere grad kræve en tættere bestandsmonitoring og en mere konservativ afskydningspolitik end større bestande.

I forbindelse med planlægningen af en evt. etablering af danske elgbestande bør man sikre sig at bestandsgrundlaget vil være tilstrækkeligt højt til at sikre levedygtighed, selv hvis tolerancen over for bidskader er lav. Man skal med andre ord tage hensyn til at det ikke alle steder vil være realistisk at opbygge en bestandstæthed som er tilnærmelsesvis så høj som det fødegrundlaget i sig selv tilsiger. En pragmatisk bestandsetableringsstrategi vil her være at bestanden etableres i et kerneområde hvor bestanden selv efter konservative beregninger vil kunne vokse sig tilstrækkelig stor til at være levedygtig. Når dette primære mål er nået (f.eks. 150 dyr), vil man derefter kunne tage stilling til om bestanden kunne tillades at vokse yderligere ud fra en vurdering af den aktuelle belastning af fødegrundlaget. Tilsvarende vil en bestands ekspansion fra et kerneområde til tilstødende skovområder kunne evalueres og justeres løbende.

5.2.2 Hensyn til det øvrige samfund: Håndtering af trafikssikkerhed

Den væsentligste konsekvens af etableringen af en dansk elgbestand for det øvrige samfund vil blive de trafikulykker som vil opstå når elge vil krydse offentlige veje. Beregningerne i denne rapport tyder på at med den nuværende trafikinfrastruktur, vil dette problem blive af en anseelig størrelse selv i tyndtbefolkede områder med mindre der iværksættes forebyggende foranstaltninger. Følgelig bør trafikssikkerhed også blive inddraget som et væsentligt aspekt i den samlede vurdering af om og i givet fald hvor en dansk elgbestand skal etableres.

Da de 25 evaluerede områder varierer voldsomt med hensyn til det forudsagte antal trafikulykker (8-38% årlig risiko per elg) og personskader (0,7%-3,4% årlig risiko per elg), giver det sig selv at nogle områder vil være mere egnede end andre til at huse elgbestande hvis man samtidigt ønsker at holde antallet af trafikulykker på så lavt et antal som muligt. I denne sammenhæng må Helsingør-området for indenværende betegnes som decideret uegnet for elge da dødeligheden pga. trafikulykker her (38% årlig kollisionsrisiko per elg) alene vil svare til bestandens samlede vækspotentiale. Omvendt ser problemet ud til at være mindst i Østthimmerland (8-13% årlig kollisionsrisiko per elg), Thy (12%) og det centrale Jylland (9-15%).

Det totale antal ulykker forventes alt andet lige at være direkte proportionalt med elgbestandens størrelse. Hensynet til reduktion af antallet af trafikulykker kan derfor i princippet også inddrages i den overordnede afvejning af hvor stor en lokal elgbestand ønskes at være.

Antallet af ulykker og alvorlighedsgraden af de ulykker som måtte indtræffe, vil imidlertid kunne reduceres mærkbart hvis de nødvendige trafikpolitiske tiltag iværksættes.

Omtrent en tredjedel af de forudsagte ulykker vil kunne undgås ved at hovedfærdselsårer sikres med 2,2 meter høje hegn. Ud over den rent økonomiske udgift som er forbundet med opsætning og vedligehold af vildthege, bør opsætning af sådanne barrierer også vurderes i forhold til deres negative effekter på vilde dyrs naturlige vandring og bevægelser i landskabet. Som tidligere nævnt (afsnit 4.2.3) har de vildthege der pt. benyttes her i landet vist sig ikke at have nogen påviselig effekt på trafikssikkerheden i forhold til de pattedyr som i øjeblikket findes i Danmark (Boesen m.fl. 2005). Alt andet lige må hegning med henblik på at reducere antallet af kollisioner med elg imidlertid også forventes at reducere antallet af kollisioner med andre dyrearter, men det er svært at vurdere den samlede effekt i forhold til personskader og generel trafikssikkerhed.

Nedsættelser af den tilladte hastighed på udsatte strækninger vil være det tiltag som vil have den største effekt på antallet af ulykker såvel som andelen af ulykker der resulterer i kvæstede og dræbte mennesker. På basis af svenske erfaringer vil en hastighedsnedsættelse til 60 km/t således kunne reducere antallet af ulykker med personskade til noget nær 0. Selv moderate hastighedsnedsættelser vil dog have en mærkbar effekt på en given vejstrækning. Jævnfør svenske tal (Fig. 13 og 14) vil en hastighedssænkning fra 90 til 70 km/t således kunne reducere antallet af ulykker til mellem det halve og en tredjedel (afhængigt af hvor befærdet strækningen er) og antallet af ulykker med personskade til mellem en sjettedel og en tiendedel. Da stort set alle kollisioner mellem elge og biler foregår i mørke eller tusmørke, vil hastighedsnedsættelser med henblik på at reducere risikoen for påkørsler af elge i princippet kun behøve at være gældende i døgnets mørke timer.

Overvejelser om lokale hastighedsnedsættelser skal ses i en større trafikpolitisk sammenhæng som udover hensyn til trafikafvikling og transporttider også involverer andre positive effekter såsom generelt reducerede ulykkestal. De nødvendige data på

risiko og konsekvenser af ulykker ved forskellige vejsammensætninger og bestandsstørrelser som skal til for at sådanne analyser kan udføres i fremtiden, burde imidlertid i nogen grad være tilgængelige med denne rapport.

5.2.3 Elgbestande under hegn?

Som mulig løsning på de forventede problemer med elge i trafikken og andre områder hvor de måtte være uønskede, skal nævnes en hel eller delvis indhegning af de områder som er udpeget til at huse elge. Da indstillingen til hegn af danske dyrebestande og dansk natur i al almindelighed er meget forskellig, skal der i det følgende blot berøres de praktiske forhold som vil gøre sig gældende hvis bestandsindhegning kommer på tale som løsning.

Fra et rent biologisk synspunkt er der intet til hinder for at bestande kan holdes i hegnede områder så længe der inden for hegnet er et tilstrækkeligt naturgrundlag til at oppebære en levedygtig bestand. Da en dansk elgbestand under alle omstændigheder vil skulle reguleres ved afskydning, vil en elgbestand under hegn i bestandsdynamisk forstand ikke adskille sig fra en uhegnet bestand af tilsvarende størrelse. For en ren "dyrehaveløsning" hvor man vælger at holde en lukket bestand inden for et hegnet område, kan man i øvrigt også argumentere for at man vil kunne slække på kravet om mindste levedygtige bestandsstørrelse idet man kan vælge at sørge for genetisk udveksling ad kunstig vej gennem lejlighedsvis udsætning af dyr fra andre bestande.

For elgens vedkommende gør det forhold sig gældende at bestandstætheden i de evaluerede områder ikke overstiger 0,7-1,7 individer per km² (Tabel 9), hvilket vil sige at det vil være nødvendigt at hegne et område på minimum 50-100 km² for at rumme en nogenlunde levedygtig bestand (mindst 75 dyr), med mindre man vil ty til supplerende fodring.

Man skal i forbindelse med planlægning og forvaltning af hegnede elgbestande inden for lokale områder også være opmærksom på at bærevnen inden for lokale områder kan variere over tid. Elgen finder hovedparten af sin føde i naturtyper med ung træ- og buskvegetation hvorimod moden skov kun i ringe grad kan udnyttes. Da mange elgens vigtigste fødesøgningsbiotoper således kun har en levetid på 10-15 år før træerne bliver for store, vil et område som f.eks. udlægges til naturskov i løbet af nogle få årtier kunne udvikle sig i en retning hvor fødegrundlaget for elge reduceres drastisk. I forbindelse med planlægning af "dyrehave-bestande" skal man

derfor ikke blot tage højde for den aktuelle bæreevne, men også for hvorledes områdets økologiske bærekapacitet vil udvikle sig i fremtiden.

Der findes næppe nogle områder i det danske landskab som har en tilstrækkelig udstrækning og kvalitet til at sikre livsgrundlaget for en elgbestand, og som ikke samtidigt er gennemskåret af trafiklinier. Det tætteste vi kommer herpå er formentlig skovkomplekset omkring Lille Vildmose, hvor et område på 40 km² primært bestående af løvskov og højmoser i dag er under hegn. I forbindelse med det forberedende arbejde til etablering af nationalparker i Danmark har Lille Vildmose-området været udpeget som et af de potentielle parkområder, og et større forberedende arbejde er blevet gennemført under "Pilotprojekt Lille Vildmose Nationalpark". I dette arbejde indgår planer om at udvide de eksisterende hegninger af Tofte Skov mod syd og Høstemark mod nord ved at inddrage det mellemliggende område, således at der skabes et samlet hegnet naturområde på 6.200 ha. I store dele af mellemområdet inklusiv Portlandmosen har der været gravet tørv indtil for nylig. Disse områder præges i dag af en massiv opvækst af birk, røn og asp og vurderes derfor at være særdeles velegnede som leveområde for en bestand af elge (Liberg 2003, Olesen 2005). For selve mellemområdet anslår Liberg (2003) en bæreevne på 30-40 elge, og i forbindelse med en samlet analyse for etablering af et flerartsgræsningssystem i det samlede nationalparkområde vurderer Olesen (2005) at der er økologisk bæreevne for mindst 55 elge. Der er ingen tvivl om at såfremt visionerne om etablering af Lille Vildmose Nationalpark som et samlet hegnet område på 6.000-7.000 ha gennemføres, vil området være det bedst tænkelige for en kontrolleret re-introduktion af elge i Danmark. Selv om en bestand bestående af 55 elge vil være i underkanten af det tilstrækkelige til at sikre en bestands overlevelse, er der som tidligere anført intet til hinder for at bestande kan holdes på et lavere antal dyr end det som er anbefalet for at sikre langsigtet levedygtighed. Man skal da blot være opmærksom på at jo længere en bestand er fra at opfylde kriterierne for levedygtighed, jo mere afhængig vil den være af supplerende udsætning af dyr for at overleve på sigt.

Som en udvidet dyrehaveløsning kan man overveje at forbinde flere hegnede områder med korridorer. Dette kan f.eks. ske ved at gennemskære veje forsynes med broer til vildtpassage eller zoner med nedsat hastighed hvor vildtet kan passere uden større risiko for trafikken. En sådan løsning burde være teknisk mulig at gennemføre flere steder i landet da sådanne delvist sammenhængende skov-

områder findes i næsten alle de evaluerede områder.

En yderligere udvidet hegningsløsning vil kunne være at indhegne et større, mere sammenhængende område med enkelte krydsende vejstrækninger. De vejstrækninger som ligger inden for en sådan hegn "elg-zone", vil kunne sikres igennem en passende hastighedsnedsættelse.

Endelig kan en delvis hegning af elg-zoner være en løsning i forbindelse med at man søger at hindre elge i at vandre ind i områder hvor de ikke er ønskede. Dette kunne f.eks. være for at holde elge fra et tyndtbefolket skovdomineret område borte fra tilstødende områder hvor ulykkesrisikoen vurderes som værende høj. Fordelen ved en delvis hegning er at dele af landskabet ikke fuldstændigt lukkes af i isolerede "dyrehaver". Ulempen vil være at man ikke, som ved en total indhegning, vil have en fuldstændig kontrol over alle elges vandringer uden for de zoner hvor de er ønskede. Til sådanne tilfælde vil man med fordel kunne udvikle en plan for hvad man gør hvis dyr skulle dukke op et uønsket sted.

Under ét kan man sige at en totalindhegning af ét samlet eller flere forbundne områder gerne helt skulle eliminere trafikulykker forårsaget af elg. En udvidet hegning af et landskab med enkelte veje vil afgrænse problemet til dette afgrænsede område hvor hastighedsnedsættelser formentlig vil være lettere at acceptere. En delvis landskabshegning må antages at kunne afgrænse problemets omfang næsten helt til den landskabszone hvor elge er ønskede. Dog vil enkelte dyr fra tid til anden forvilde sig ind i områder hvor de er uønskede.

Alle ovenfor nævnte hegningsscenarier vil være teknisk mulige at gennemføre. Den rent økonomiske omkostning, som er forbundet med disse tiltag vil udgøres af prisen for opsætning og vedligehold af elgsikre hegn. Som tidligere anført anslås dette at udgøre en årlig udgift på ca. 7.140 DKK per km løbende hegn.

Afslutningsvis skal det endnu en gang pointeres at der fra forfatterens side ikke ligger nogen form for stillingtagen til om hegning af vildtbestande er en ønskelig naturforvaltningsstrategi. I det ovenstående er der alene taget stilling til de tekniske og biologiske aspekter af at holde elgbestande helt eller delvist under hegn.

6 Referencer

- Aaris-Sørensen, K. 1988. Danmarks forhistoriske Dyreverden (2. udg.). – Gyldendal. 252 s.
- Aftenposten 2004. Tyskere på elgskiltjakt <http://www.aftenposten.no/nyheter/iriks/article861862.ece>
- Andersen, P.N. & Madsen, A.B. 2007. Trafikdræbte dyr i Danmark – kortlægning og analyse af påkørselsforhold. – Faglig rapport fra DMU nr. XXX (in prep.)
- Berlingske Tidende 1999 (11. oktober). Elgen Oscar og de andre. <http://www.berlingske.dk/arkiv>
- Boesen, P.M., Cueto, M., Hansen, W. & Høg, M. 2005. Hegning langs veje. En vejledning. – Vejdirektoratet. Rapport 302, 124 s. (foreløbig udgave)
- Borkowska, A. & Konopko, A. 1994a. The winter browse supply for moose in different forest site-types in the Biebrza Valley, Poland. – Acta Theriologica 39: 67-71.
- Borkowska, A. & Konopko, A. 1994b. Moose browsing on pine and willow in the Biebrza Valley, Poland. – Acta Theriologica 39: 73-82.
- Buttenschøn R.M. 1993. Plejemetoder og driftsformer. I: Naturplejebogen, Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen: 34-54.
- Cederlund, G. & Sand, H. 1994. Home-range size in relation to age and sex in moose. – Journal of Mammalogy 75: 1005-1012.
- Crête, M. 1989. Approximation of K-carrying capacity for moose in eastern Quebec. – Canadian Journal Zoology 67: 373-380.
- De Angelis, D.L., Gardner, R.H., & Shugart, H.H. 1981. Productivity of forest ecosystems studied during the IBP: the woodland data set. – I: Reichle (red.): International Biological Programme 23. Dynamic properties of forest ecosystems: 567-673.
- Ekman, H., Hermansson, N., Pettersson, J.O., Rülcker J., Stéen, M. & Stålfelt, F. 1992. Älgen. Djuret – skötsel och jakten. – Svenska Jägarförbundet, Spånga. 246 s.
- Futuyma, D.J. 1986. Evolutionary Biology (2. udg.) – Sinauer, Sunderland, Massachusetts. 600 s.
- Helldin, J.O., Seiler, A., Olsson, M., Widén, P. & Geibrink, O. 2006. Älger och viltstängsel – vad är problemen? – Svensk Jakt 8: 82-84.
- Hjeljord, O., Sundstol, F. & Haagenrud, H. 1982. The nutritional-value of browse to moose. – Journal of Wildlife Management 46: 333-343.
- Ingemarson, F., Claesson, S. & Thuresson, T. 2005. Älg- och rådjurstammarnas kostnader och värden. Preliminär Rapport. – Jägarförbundet. 44 s. <http://www.jagareforbundet.se/dalarna/tunabygd/en/alg/viltstamsrapport.pdf>
- Jedrzejewska, B., Okarma, H., Jedrzejewski, W. & Milkowski, L. 1994. Effects of exploitation and protection on forest structure, ungulate density and wolf predation in Białowieża Primeval Forest, Poland. – Journal of Applied Ecology 31: 664-676.
- Jedrzejewski, W., Jedrzejewska, B., Okarma, H., Schmidt, K., Zub, K. & Musiani, M. 2000. Prey selection and predation by wolves in Białowieża Primeval Forest, Poland. – Journal of Mammalogy 81: 197-212.
- Jensen, P.V. 1968. Food selection of the Danish red deer (*Cervus elaphus* L.) as determined by examination of the rumen content. – Danish Review of Game Biology 5: 3-44.
- Lachenmaier, K. 1999. European moose knocking on Germany's door. – Deer specialist group News, Newsletter 15: 1.
- Liberg, O. 2003. Utlåtande angående möjligheterna att hålla älg och visent i vilthegn. – Notat til Aage V. Jensens Fonde. 4 s.
- Liberg, O., Andrén, H., Pedersen, H.C., Sand, H., Seijberg, D., Åkesson, M. & Bensch, S. 2005. Severe inbreeding depression in a wild wolf (*Canis lupus*) population. – Biology Letters 1: 17-20.
- Menard, C., Duncan, P., Fleurance, G., Georges, J. & Lila, M. 2002. Comparative foraging and nutrition of horses and cattle in European wetlands. – Journal of Applied Ecology 39: 120-133

- Mitchell-Jones, A.J., Amori, G., Bogdanowicz, W., Krystufek, B., Reinders, P.J.H., Spitzenberger, F., Stubbe, M., Thissen, J.B.M., Vohralík, V. & Zima, J. 1999. The atlas of the European mammals. – T. & A. D. Poyser for Societas Europaea Mammalogica. s 394-395.
- Mysterud, A. 2000. Diet overlap among ruminants in Fennoscandia. – *Oecologia* 124: 130-137.
- Mysterud, A., Perez-Barberia, F.J. & Gordon, I.J. 2001. The effect of season, sex and feeding style on home range area versus body mass scaling in temperate ruminants. – *Oecologia* 127: 30-39.
- Olesen, C.R. 2005. Analyse af nuværende og potentielle store planteædere i Lille Vildmose. – Konsulentrapport for Pilotprojekt Lille Vildmose. Danmarks Miljøundersøgelser, Afdeling for Vildtbiologi og Biodiversitet. 64 s.
- Olesen, C. R. & Madsen, P. 2007. The impact of roe deer (*Capreolus capreolus*) and small rodents on natural beech (*Fagus sylvatica*) regeneration. – *Forest Ecology and Management*. (in press)
- Olesen, C.R., Theil, P.K. & Coutant, A.E. 1998. Rådyr og forstyrrelse. – Faglig rapport fra DMU nr. 237. 56 s.
- Robbins, C.T. 1993. Wildlife feeding and nutrition. – Academic Press. 352 s.
- Rosén, E. 1982. Vegetation development and sheep grazing in limestone grassland of south Öland, Sweden. – *Acta Phytogeographica Suecica* 72: 1-108.
- Schmölcke, U. & Zachos, F.E. 2005. Holocene distribution and extinction of the moose (*Alces alces*, Cervidae) in Central Europe. – *Mammalian Biology* 6: 329-344.
- Seiler, A. 2004. Trends and spatial patterns in ungulate-vehicle collisions in Sweden. – *Wildlife Biology* 10: 301-313.
- Seiler, A. 2005. Predicting locations of moos-vehicle collisions in Sweden. – *Journal of Applied Ecology* 42: 371-382.
- Seiler, A. & Folkesson, L. (red.) 2006. Habitat fragmentation due to transportation infrastructure. – Cost 341 national state-of-the-art report. VTI rapport 530A, VTI, Linköping, Sverige. 146 s. <http://vti.se/publications>
- Seiler, A., Helldin J.O. & Seiler, C. 2004. Road mortality in Swedish wildlife: results of driver's questionnaire. – *Wildlife Biology* 10: 225-233.
- Skove og plantager 2000. – Danmarks Statistik, Skov & Landskab og Skov- og Naturstyrelsen. 171 s.
- Solberg, E.J., Rolandsen, C.M., Heim, M., Grøtan, V., Garel, M., Sæther, B-E., Nilsen, E.B., Austrheim, G. & Herfindal, I. 2006. Elgen i Norge sett med jege-røyne. En analyse af jaktmaterialet fra overvågningsprogrammet for elg og det samlede sett elgmateriale for perioden 1966-2004. – NINA Rapport 125. 197 s.
- Soulé, M.E. (red.) 1987. Viable populations for conservation. – Cambridge University Press, Cambridge. 189 s.
- Storaas, T., Andreassen, H.P., Gundersen, H., Kastdalen, L., Brottveit, Å., Wabakken, P., Arnemo, J., Fremming, O.E., Henriksen, H. & Hesjadalen, M. 1999. Elg som næring: et forprosjekt om forvaltning av ressursen elg i områder med rovdyr, trafikk og aktivt skogbruk. – Høgskolen i Hedmark. Rapport nr. 11. 61 s.
- Strandgaard, H. 1999. De Borris rådyr. – Forlaget Limosa, Hornslet Bogtrykkeri. 88 s.
- Thorsen, B.J. & Strange, N. 2003. Økonomisk vurdering af en konvertering til naturnær skovdrift. – *Dansk Skovbrugs Tidsskrift* 88: 113-172.
- Ujvári, M. 2007. Elg *Alces alces* (Linnaeus, 1758). – I: Baagøe, H.J. & Jensen, T.S. (red.): *Dansk Pattedyratlas*: 236-237. – Gyldendal.
- Valentin-Jensen, P. 1978. Elg. – I: Hvass, H. (red.) *Danmarks Dyreverden* 10: 280-283. – Rosenkilde og Bagger.

DMU Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser er en del af Aarhus Universitet.	På DMU's hjemmeside www.dmu.dk finder du beskrivelser af DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter.
DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning inden for natur og miljø.	Her kan du også finde en database over alle DMU's udgivelser fx videnskabelige artikler, rapporter, konferencebidrag og populærfaglige artikler.

Yderligere information: www.dmu.dk

Danmarks Miljøundersøgelser Frederiksborgvej 399 Postboks 358 4000 Roskilde Tlf.: 4630 1200 Fax: 4630 1114	Direktion Personale- og Økonomisekretariat Forsknings-, Overvågnings- og Rådgivningssekretariat Afdeling for Systemanalyse Afdeling for Atmosfærisk Miljø Afdeling for Marin Økologi Afdeling for Miljøkemi og Mikrobiologi Afdeling for Arktisk Miljø
Danmarks Miljøundersøgelser Vejlsovej 25 Postboks 314 8600 Silkeborg Tlf.: 8920 1400 Fax: 8920 1414	Forsknings-, Overvågnings- og Rådgivningssekretariat Afdeling for Marin Økologi Afdeling for Terrestrisk Økologi Afdeling for Ferskvandsøkologi
Danmarks Miljøundersøgelser Grenåvej 14, Kalø 8410 Rønde Tlf.: 8920 1700 Fax: 8920 1514	Afdeling for Vildtbiologi og Biodiversitet

Faglige rapporter fra DMU

På DMU's hjemmeside, www.dmu.dk/Udgivelser/, finder du alle faglige rapporter fra DMU sammen med andre DMU-publikationer. Alle nyere rapporter kan gratis downloades i elektronisk format (pdf).

Nr./No. 2007

- 613 PAH i muslinger fra indre danske farvande, 1998-2005. Niveauer, udvikling over tid og vurdering af mulige kilder. Af Hansen, A.B. 70 s.
- 612 Recipientundersøgelse ved grønlandske lossepladser. Af Asmun, G. 110 s.
- 611 Projection of Greenhouse Gas Emissions – 2005-2030. By Illerup, J.B. et al. 187 pp.
- 610 Modelling af fordampning af pesticider fra jord og planter efter sprøjtning. Af Sørensen, P.B. et al. 41 s.
- 609 OML : Review of a model formulation. By Rørdam, H., Berkowicz, R. & Løfstrøm, P. 128 pp.
- 608 PFAS og organotinforbindelser i punktkilder og det akvatiske miljø. NOVANA screeningsundersøgelse. Af Strand, J. et al. 49 s.

Nr./No. 2006

- 607 Miljøtilstand og udvikling i Viborgsøerne 1985-2005. Af Johansson, L.S. et al. 55 s.
- 606 Landsdækkende optælling af vandfugle, januar og februar 2004. Af Petersen, I.K. et al. 75 s.
- 605 Miljøundersøgelser ved Maarmorilik 2005. Af Johansen, P. et al. 101 s.
- 604 Annual Danish Emission Inventory Report to UNECE. Inventories from the base year of the protocols to year 2004. By Illerup, J.B. et al. 715 pp.
- 603 Analysing and synthesising European legislation in relation to water. A watersketch Report under WP1. By Frederiksen, P. & Maenpaa, M. 96 pp.
- 602 Dioxin Air Emission Inventory 1990-2004. By Henriksen, T.C., Illerup, J.B. & Nielsen, O.-K. 88 pp.
- 601 Atmosfærisk kvælstofbelastning af udvalgte naturområder i Frederiksborg Amt. Af Geels, C. et al. 67 s.
- 600 Assessing Potential Causes for the Population Decline of European Brown Hare in the Agricultural Landscape of Europe – a review of the current knowledge. By Olesen, C.R. & Asferg, T. 30 pp.
- 599 Beregning af naturtilstand ved brug af simple indikatorer. Af Fredshavn, J.R. & Ejrnæs, R. 93 s.
- 598 Klimabetingede effekter på marine økosystemer. Af Hansen, J.L.S. & Bendtsen, J. 50 s.
- 597 Vandmiljø og Natur 2005. Tilstand og udvikling – faglig sammenfatning. Af Boutrup, S. et al. 50 s.
- 596 Terrestriske Naturtyper 2005. NOVANA. Af Bruus, M. et al. 99 s.
- 595 Atmosfærisk deposition 2005. NOVANA. Af Ellermann, T. et al. 64 s.
- 594 Landovervågningsoplande 2005. NOVANA. Af Grant, R. et al. 114 s.
- 593 Smådyrfaunaens passage ved dambrugsspærringer. Af Skriver, J. & Friberg, N. 33 s.
- 592 Modelling Cost-Efficient Reduction of Nutrient Loads to the Baltic Sea. Model Specification Data, and Cost-Functions. By Schou, J.S. et al. 67 pp.
- 591 Økonomiske konsekvenser for landbruget ved ændring af miljøgodkendelsen af husdyrbrug. Rapport fra økonomiudredningsgruppen. Af Schou, J.S. & Martinsen, L. 55 s.
- 590 Fysisk kvalitet i vandløb. Test af to danske indices og udvikling af et nationalt indeks til brug ved overvågning i vandløb. Af Pedersen, M.L. et al. 44 s.
- 589 Denmark's National Inventory Report – Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change, 1990-2004. Emission Inventories. By Illerup, J.B. et al. 554 pp.
- 588 Agerhøns i jagtsæsonen 2003/04 – en spørgebrevsundersøgelse vedrørende forekomst, udsætning, afskydning og biotoppleje. Af Asferg, T., Odderskær, P. & Berthelsen, J.P. 47 s.
- 587 Målinger af fordampning af pesticider fra jord og planter efter sprøjtning. Af Andersen, H.V. et al. 96 s.
- 586 Vurdering af de samfundsøkonomiske konsekvenser af Kommissionens temastrategi for luftforurening. Af Bach, H. et al. 88 s.
- 585 Miljøfremmede stoffer og tungmetaller i vandmiljøet. Tilstand og udvikling, 1998-2003. Af Boutrup, S. et al. 140 s.
- 584 The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2005. By Kemp, K. et al. 40 pp.

Elgen uddøde i Danmark i yngre stenalder, men lejlighedsvis har strejfdyr fra Sverige affødt et ønske om en nærmere udredning af mulighederne for at Danmark igen kan komme til at huse faste elgbestande.

Ifølge computersimuleringer på baggrund af den hidtidige indvadringshyppighed fra Sverige til Sjælland i perioden 1930-2006 vil en bestands-etablering gennem naturlig indvandring i bedste fald indtræffe med 239 års mellemrum. Analyser baseret på fødetilgængelighed i den danske natur indikerer at der er livsgrundlag for levedygtige elgbestande (>75 dyr) flere steder på Sjælland og i Jylland. Elge forventes kun at forårsage få skader på landbrugsafgrøder, men vil kunne påføre skovbruget tab som følge af bidskader og øgede udgifter til vildthevn. Elge vil næppe udgøre nogen væsentlig trussel mod mennesker i form af angreb, men vil med den nuværende vejinfrastruktur medføre betydelige problemer for trafiksikkerheden.