JANUAR 2022

15. JUNI FONDEN, NATURSTYRELSEN, AAGE V. JENSENS FOND

# HAVVANDSSTIGNINGERNES BETYDNING FOR KYSTNATUREN

UDVIKLINGSPROJEKT OM NATUR OG KLIMAFORANDRINGER

SDU Syddansk Universitet

COWI

JANUAR 2022

15. JUNI FONDEN, NATURSTYRELSEN, AAGE V. JENSENS FOND

# HAVVANDSSTIGNINGERNES BETYDNING FOR KYSTNATUREN

UDVIKLINGSPROJEKT – ANALYSE AF DE KLIMAINDUCEREDE HAVVANDSSTIGNINGERS BETYDNING FOR NATUR OG BIODIVERSITET

**Forfattere:** Torben Ebbensgaard (COWI), Kristian Laustsen (COWI), Lars Frederiksen (COWI), Mogens R. Flindt (SDU), Paula Canal-Vergés (SDU)

Mindre bidrag fra Thomas Ruby (COWI) og Carlo Sørensen (Kystdirektoratet) om kystmorfologi, samt studenterprojektgrupper fra AAU, AU og SDU.

**Redaktion:** Torben Ebbensgaard. Faglig kommentering: Bo Christensen og projektgruppen.

**Finansiel støtte:** 15. Juni Fonden, Naturstyrelsen og AAGE V. JENSENS FOND.

**Bedes citeret:** *Ebbensgaard, T., Frederiksen, L., Laustsen, K., Flindt, R.M, Canal-Vergés, P., 2022. Havvandsstigningernes betydning for kystnaturen (COWI og SDU), 161 sider. Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.*

AAGE V. JENSENS FOND

15. Juni Fonden

Miljøministeriet
Kystdirektoratet

Miljøministeriet
Naturstyrelsen

SDU
Syddansk Universitet

COWI

© Photo: Name and Surname

# INDHOLD


| | | |
|---|---|---|
| | FORORD | 8 |
| 0 | RESUMÉ | 10 |
| 1 | INDLEDNING | 16 |
| 1.1 | Denne analyse | 17 |
| 2 | LÆSEVEJLEDNING | 18 |
| 3 | INTRODUKTION | 20 |
| 3.1 | Indhold | 20 |
| 3.2 | Klima: Baggrund og scenarier | 20 |
| 3.3 | Natur | 20 |
| 3.4 | Ynglefugle i kystzonen | 31 |
| 3.5 | Trækfugle | 39 |
| 3.6 | Bilag II- og IV-arter | 43 |
| 3.7 | Padder | 46 |
| 3.8 | Udvalgte rødlistede strandengsplanter | 51 |
| 3.9 | Kysterne og kystlandskabernes udvikling | 51 |
| 3.10 | Kyster og strandenges sedimentbalance | 53 |
| 4 | METODE | 59 |
| 4.1 | Analyse af oversvømmelser | 59 |
| 4.2 | Analyser af natur | 61 |
| 5 | RESULTATER – PERMANENT TAB AF NATUR VED STIGNING I MIDDEL HAVVANDSTANDEN | 64 |
| 5.1 | Indhold | 64 |
| 5.2 | Arealanvendelse | 64 |
| 5.3 | Byer | 64 |
| 5.4 | Landbrugsarealer | 66 |
| 5.5 | Skove | 67 |

| | | |
|---|---|---|
| 5.6 | Permanent tab af §3-beskyttede naturtyper | 68 |
| 5.7 | Permanent tab af udvalgte lysåbne habitatnaturtyper | 72 |
| 5.8 | Tab af sønaturtyper | 72 |
| 5.9 | Tab af skovnaturtyper | 73 |
| 5.10 | Naturtilstand på de oversvømmede arealer | 73 |
| 5.11 | High-nature-value (HNV) | 75 |
| 5.12 | Tab af levesteder for fugle, permanent tab | 76 |
| 5.13 | Bilag II og IV planter | 77 |
| 5.14 | Resultater, padder | 78 |
| 5.15 | Rødlistede planter | 78 |
| 6 | RESULTATER – 10 ÅRS-EKSTREMHÆNDELSER I 2120 | 80 |
| 6.1 | Stormflodshændelser | 80 |
| 6.2 | Arealanvendelse | 80 |
| 6.3 | Byer | 80 |
| 6.4 | Landbrug | 81 |
| 6.5 | §3-beskyttet natur | 81 |
| 6.6 | Lysåbne habitatnaturtyper | 82 |
| 6.7 | Skovnaturtyper | 83 |
| 6.8 | Bilag II og IV plantearter | 83 |
| 6.9 | Padder | 84 |
| 6.10 | Fugle | 85 |
| 6.11 | Udvalgte Rødlistede planter | 86 |
| 6.12 | High Nature Value | 87 |
| 6.13 | Skove | 87 |
| 7 | UDPEGNING OG METODER TIL POTENTIEL GENOPRETNING AF STRANDENGE | 88 |
| 7.1 | Potentiale | 88 |
| 7.2 | Forslag til genopretning af strandenge | 89 |
| 7.3 | Fokus og metoder | 92 |

| | | |
|---|---|---|
| 7.4 | Vigelsø, eksempel | 93 |
| 8 | DISKUSSION | 96 |
| 8.1 | Undersøgelser i pilotkommuner | 96 |
| 8.2 | Tabet af naturområder | 97 |
| 8.3 | Vertikal og horisontal landværts udvikling | 100 |
| 8.4 | Inddigede områder | 115 |
| 8.5 | Havvandsstigningernes betydning for marine områder | 117 |
| 8.6 | Erfaringer med naturgenopretning på tidligere inddigede arealer | 119 |
| 8.7 | Eksemplet Gyldensteen: Udfordringer og metoder | 120 |
| 8.8 | Den morfologiske udvikling af strandenge | 123 |
| 8.9 | Bilag II-planter | 124 |
| 8.10 | Fugle | 125 |
| 8.11 | Padder | 128 |
| 8.12 | Rødlistede strandengsplanter | 130 |
| 8.13 | Øvrige arter | 131 |
| 8.14 | Tab af retentionskapacitet | 132 |
| 8.15 | Metode og datagrundlag, diskussion | 133 |
| 9 | FORMIDLING OG KONFERENCE | 135 |
| 10 | TILKNYTTEDE STUDENTERPROJEKTER | 140 |
| 11 | KONKLUSION OG PERSPEKTIVERING | 147 |
| 12 | REFERENCER | 152 |
| BILAG | | |
| Bilag A | Områder under kote 1,00 m | 159 |

# FORORD

## Analysen

Klimaforandringerne og de medfølgende havvandsstigninger vil medføre væsentlige forandringer; forandringer, som i debatten oftest perspektiveres ift. mennesker, byer og klimatilpasning med fokus på menneskets udfordringer. Denne rapport fokuserer i stedet på de klimainducerede havvandsstigningers påvirkninger af naturen langs kysterne, særligt forekomst og udbredelse af strandenge og den særlige kystnære biodiversitet.

Rapporten fremstiller resultaterne af en landsdækkende kortlægning af oversvømmelser som følge af den klimainducerede stigning i middelvandsspejl fremskrevet til år 2070 og 2120. Kortlægningen tager udgangspunkt i klimascenarie svarende til RCP 8.5. Den er opdelt på kommuner og inddrager både den generelle ændring af havvandsstanden og ekstreme hændelser (10 års-hændelser) i år 2070 og 2120. De fremtidige vandstande er gennem en omfattende GIS-analyse sammenholdt med den eksisterende viden om forekomsten af beskyttede naturtyper, Natura 2000-områder, landbrugsarealer, byer, skove, habitatnaturtyper samt ikke mindst sjældne arter af planter, padder, fugle mm. Vi har desuden brugt modelleringen som basis for

- nærmere undersøgelser i 6 pilotkommuner,
- en vurdering af omfang og betydning af diger
- en vurdering af strandengenes muligheder for at 'flytte sig' med havstigningerne
- en analyse af, om man på overordnet niveau kan udpege områder, hvor eksisterende omdriftsarealer ved rettidig omhu og rette metoder vil kunne udvikles til fremtidige strandenge.

Analysen er gennemført for Danmark, men resultaterne vil i stort omfang kunne overføres til vore nabolande. Der er brugt IPCC-scenarie 8,5, som anbefales til langtidsplanlægning.

## Partnere og bidragsydere

Rapporten er resultatet af et samarbejde mellem **COWI** og **Syddansk Universitet**, som er støttet af **15. Juni Fonden, Naturstyrelsen og AAGE V. JENSENS FOND.**

Modellering, analyser, vurderinger og rapporten er udarbejdet af COWI og SDU med inddragelse af en styregruppe fra Naturstyrelsen og 15. junifonden samt en arbejdsgruppe med deltagelse af embedsmænd og biologer fra Kystdirektoratet, Miljøstyrelsen og 6 'Pilotkommuner'.

En stor tak skal rettes til Dansk ornitologisk Forening og Dansk botanisk Forening for at stille data til rådighed samt til medlemmerne af styre- og arbejdsgruppen for deres bidrag:

- Steffen Brøgger Jensen (15. Juni Fonden),
- Bendt Egede Andersen, Peter Hahn og Anette Strøm Jacobsen (Naturstyrelsen),
- Heidi Vinther (Miljøstyrelsen),
- Carsten Horup (Vordingborg Kommune),
- Lars Kildahl Sønderby (Odense Kommune),
- Allan Eskesen (Jammerbugt Kommune),
- Roar Poulsen (Ålborg Kommune),
- Mette Kirkebjerg Due (Esbjerg Kommune),
- Klaus Bertram Fries (Varde Kommune).

Alene forfatterne er ansvarlige for eventuelle mangler og unøjagtigheder i rapporten.

# RESUMÉ


## Baggrund

Det internationale klimapanel IPCC har i sin seneste rapport konkluderet, at hvis vi ikke handler nu og i det næste årti, vil det være for sent at begrænse den globale opvarmning til 2 grader. Klimaforandringerne vil føre til markante havvandsstigninger.

## Analysen

COWI har, sammen med SDU, gennemført et stort analyseprojekt om de klimainducerede havvandsstigningers betydning for natur og biodiversitet langs kysterne. Der er særligt fokus på strandengene og deres biodiversitet.

Analysens primære formål er at give et nationalt overblik over om og i givet fald hvor og hvor store naturarealer, der forventes at forsvinde permanent ved havvandsstigninger; hvilke områder, som yderligere vil påvirkes ved ekstremhændelser; og hvilke naturtyper, levesteder og arter, som hermed vil blive decimeret og være i overhængende fare for at forsvinde fra Danmark.

Vi har opstillet en arbejdshypotese og et arbejdsspørgsmål:

- H1: De klimainducerede havvandsstigninger udgør en markant, overhængende trussel mod den kystnære natur og biodiversitet i Danmark. En væsentlig del af de internationalt essentielle, kystnære naturtyper samt levesteder for sjældne fugle, padder, planter mm risikerer at forsvinde fra Danmark.
- Arbejdsspørgsmål: Kan der udpeges landbrugsarealer, som ved rettidig omhu og de rette metoder kan ekstensiveres og ved de gradvise havvandsstigninger udvikles til nye strandenge med levesteder for dele af den internationalt truede biodiversitet.

### Klimaændringer og oversvømmelsesmodellering

Analysens første del er en oversvømmelsesmodellering, hvor der:

1. Ved brug af programmet Scalgo Live gennemføres en national analyse af havvandsstigningernes omfang om hhv. 50 og 100 år. Hermed illustreres hvilke arealer, som vil blive permanent oversvømmede i hhv. 2070 og 2120.
2. Ved brug af Scalgo Live modelleres ekstremhændelser i form af 10 års hændelser i år 2070 og 2120. Hermed illustreres hvilke områder, naturtyper og levesteder, som vil oversvømmes af havvand ca. hvert 10. år på de gældende tidspunkter.

Analysen er baseret på anbefalinger fra IPCC (The Intergovernmental Panel on Climate Change). Der er tale om globale analyser (https://www.ipcc.ch/2019/), som DMI har nedskaleret til Danmark. Vi har anvendt scenarie svarende til RCP

8,5, som anbefales til langsigtet planlægning og svarende til at udledningen af $CO_2$ fortsætter som hidtil. RCP = Representative Concentration Pathways dvs. at scenarierne baseres på beregnede udvalgte koncentrationer af drivhusgasser frem mod år 2100.

IPCC og DMI's nedskalering forudsiger at:

- Den gennemsnitlige vandstandsstigning i 2070 (SLR2070) vil være ca. 44 cm (gennemsnit), men forskellig alt efter hvor i landet vi befinder os (især på grund af landhævningen)
- Den gennemsnitlige havvandstand i 2120 SLR2120 vil være i gennemsnit ca. 98 cm højere end nu
- 10 års hændelserne, som i dag ligger i intervallet 1,2 – 4,0 meter vil stige tilsvarende middelhavvandstandsstigningen og dermed vil oversvømmelserne få geografisk større udbredelse.
- 5 års hændelserne er 0,1 til 0,4 meter lavere end 10 års hændelserne.
- IPCC forudsiger, at havvandsstigningerne vil fortsætte og kan nå 2-5 meter i de kommende 200-300 år, måske endnu mere.

I nærværende analyse er oversvømmelserne beregnet for hver enkelt kommune for sig. I denne proces er der korrigeret for den generelle landhævning i kommunen.

### Konfliktanalyse: Betydningen af havvandstigninger for naturen

I analysens anden del er gennemført en landsdækkende GIS-analyse af naturen. Her er effekten af havvandsstigninger på truet natur og biodiversitet analyseret ved brug af eksisterende naturdata. Der er især anvendt data indsamlet i det nationale naturovervågningsprogram NOVANA, og som findes tilgængelige på Danmarks Miljøportal. Der er desuden anvendt data fra Atlas Flora Danica (Dansk botanisk forening & Hartvig, 2015). Data om forekomst, udbredelse og tilstand af naturtyper og arters levesteder er anvendt til at beregne og forudsige, hvilke naturværdier som er i udbredt fare for at forsvinde permanent i hhv. 2070 og 2120 og hvilke, som forventes oversvømmet ca. hvert 10. år.

De mange resultater er vist på tabelform og kort. Beskyttet natur (§3-natur), habitatnaturtyper, landbrug, skove, byer mm. inkluderes lige som udvalgte sårbare, sjældne og truede arter, bl.a. Bilag II-arter, Bilag IV-arter, ynglefugle, rødlistede planter, padder og mosser.

Pga. tilskudsordninger er der ikke fuldstændig adskillelse mellem GIS-lagene for landbrug og natur. En del af landbrugsområderne indeholder arealer med beskyttet natur.

## Resultater

Naturen i 76 af Danmarks 98 kommuner påvirkes direkte af havvandsstigningerne.

Foto: Steffen Brøgger-Jensen

## Betydningen af generel stigning i middelhavvandsspejlet

Tabet (permanent oversvømmelse) af lysåben, §3-beskyttet natur vil være ca. 10.000 ha i 2070 og 32.500 ha (9 % af det beskyttede areal) i 2120. Tabet af habitatnatur vil være 21.000 ha (14 % af habitatnaturen) i 2120, mens tabet af landbrugsarealer vil være ca. 7800 ha i 2070 og 37.000 ha (2 % af landbrugsarealet) i 2120. Tabet af by (byzone og sommerhusområder) og skov vil arealmæssigt være langt mindre hhv. ca. 1600 og 1550 ha (ca. 0,1 %).

Det permanente tab af beskyttet natur i 2120 vil være størst på strandengene (20.000 ha svarende til 45 % af strandengene) og de ferske søer (5.000 ha svarende til 11 % af søarealet). Tabet af strandeng vil især ske i nord- og vestjyske kommuner samt i Vordingborg Kommune.

Det permanente tab af habitatnaturtyper (lysåben natur i Natura 2000-områderne) vil også være størst af strandengs-naturtyperne: kvellervade (69 %), vadegræssamfund (69 %) og strandeng (52 %) i 2120. Der vil dog også være relativt store tab af sjældne og sårbare naturtyper som f.eks. rigkær (12%), tidvis våde eng (10 %) og sure overdrev (6%). Det beregnede permanente tab på 52 % af Danmarks areal af habitatnaturtypen strandeng (1330) er særligt problematisk for beskyttelsen af store mængder internationalt truede og beskyttede arter af planter, fugle og dyr. Det skyldes, at Danmark rummer en meget stor del, af det samlede areal af 1330-strandeng; bl.a. hele 79 % af Europas areal i den kontinentale, biogeografiske zone.

Tab af 21.000 ha lysåbne, terrestriske habitatnaturtyper svarer til 14 % af det samlede areal af Danmarks bedste, lysåbne natur i de 76 kystkommuner og 7 % af den lysåbne habitatnatur i hele Danmark.

Analyserne viser desuden, at det især er naturarealer i God-Høj naturtilstand, og områder med høj HNV-score (high nature value), dvs. den bedste natur, som vil forsvinde. Tabet af værdifuld og beskyttet natur vil især ske i nord- og vestjyske kommuner, men også f.eks. Vordingborg og Guldborgsund kommuner vil miste meget store områder af bl.a. strandeng og rigkær.

Der vil også ske permanente oversvømmelser af en stor del af levestederne for en lang række sjældne, sårbare og truede arter af padder, ynglefugle og planter. Eksempelvis vil omkring eller mere end halvdelen af de kendte og potentielle yngleområder for dværgterne, havterne, splitterne, engryle, klyde, skestork og hjejle forsvinde inden 2120.

Havvandsstigninger vil også påvirke de nederste, kystnære dele af alle danske vandløb. Ændring i de hydrauliske forhold (højere havvandspejl) og saltpåvirkningen vil ændre de fysiske, kemiske og biologiske forhold i vandløbet.

## Betydning af ekstremhændelser

Analysen af ekstremhændelser, eksemplificeret ved 10-års-hændelser i år 2120, viser meget store oversvømmelser med saltvand. 191.000 ha landbrugsarealer (9 % af landbrugsare-alet), 101.000 ha §3-beskyttet, lysåben natur (29 % af dette areal) og 49.000 ha habitatnatur (33 %) oversvømmes ved 10-årshændelser. Her vil også 16.500 ha skov og

22.500 ha byer (byzone og sommerhusområder) oversvømmes. Tidvise oversvømmelser af strandenge er ikke et problem, men ca. 36 % af de §3-beskyttede søer, 21 % af de ferske enge og 19 % af moserne (i alt ca. 52.000 ha) vil også blive oversvømmet med saltvand hvert 10. år.

10-årshændelsernes tidvise oversvømmelser vil omfatte meget store dele af habitatnaturen. Eksempelvis vil næsten 9.000 ha klitnatur (forklit, hvid klit, grå-grøn klit, klithede, havtorn-, gråris-, skov- og enebærklit samt klitlavning) blive oversvømmet ved 10-årshændelser, hvilket svarer til 12,2 % af klitnaturtyperne. Flere af disse er prioriterede naturtyper. Også 1.575 ha af hedetyperne (våd og tør hede samt enebærkrat) vil oversvømmes, svarende til 11 % af det samlede hedeareal, ligesom 1823 ha overdrev (tørre sandede, kalkrige og sure overdrev), svarende til 22 % af det samlede overdrevsareal i de 76 kommuner, vil oversvømmes. Blandt de mere kalkrige enge og moser (6410, 7210, 7220* og 7230) vil ca. 3456 ha oversvømmes ved 10-årshændelser. Dette svarer til hele 43 % af det samlede areal af disse habitatnaturtyper i kystkommunerne. For den mest artsrige af de våde habitatnaturtyper, rigkær (7230), vil hele 57 % af det kortlagte areal blive oversvømmet ved 10-årshændelser. Også 18 % af skovtyperne skovklit (2190), og elle-askesump (91E0) vil blive oversvømmet.

Store dele af yngleområderne for en række bilag IV-padder, levesteder for sjældne, truede planter og det meste af yngleområderne for kyst- og strandengsfugle vil blive oversvømmet ved 10-årshændelserne i både 2070 og 2120.

For strandenge og strandengsplanterne er det de generelle oversvømmelser (> 52 % af 1330-strandengene), som er væsentlige, da strandengene trives ved og betinges af tidvise oversvømmelser og den dynamik, som vandet, saltet og erosionen bibringer. Men for alle de øvrige naturtyper, eng, mose, hede, klitter, søer og overdrev, og de mange ferske habitatnaturtyper, vil ekstremhændelserne fortrænge naturtyperne med deres tilhørende flora og fauna. For stort set alle planter (og for den sags skyld mosser, svampe, smådyr og pattedyr) er salt giftigt. Kun strandengenes halofyter (saltplanter) og tilknyttede hvirvelløse dyr har ved udviklingen af forskellige anatomiske, fysiologiske og morfologiske tilpasninger evolutionært muliggjort et liv med høje saltkoncentrationer samt tidvise oversvømmelser og iltfrie forhold i rodzonen. Ved tilbagevendende oversvømmelser af enge, moser, heder, overdrev, klitter og søer med havvand vil den tilstedeværende flora og fauna forsvinde til fordel for salttålende arter af planter og dyr. Det gælder også de talrige sjældne, truede og internationalt beskyttede arter på saltpåvirkede arealer, der før var rigkær, sure- og kalkoverdrev, tidvis våde enge, klitlavninger, gråklitter, lobeliesøer, kransnålealgesøer, mm. Eksempelvis kan de mange strengt beskyttede (Bilag IV-) padder ikke tåle saltvand (eller samtidig tilførsel af næringsstoffer og hundestejler mm) i deres ynglevandhuller. Det samme gælder kyllinger fra truede ynglefugle som brushane og engryle, frø fra planterne mygblomst og gul stenbræk samt æg og larver fra sommerfugle. De mange kystnære, tidvist oversvømmede vandhuller, rigkær og klitlavninger bliver således uegnede som levesteder. De tidvise oversvømmelser vil således formentlig betyde ødelæggelse af de ferske naturtyper, tab af store bestande af bilag IV-padder, sjældne planter, fugle og insekter.

## Landværts migration

Øgede tidvise oversvømmelser med saltvand vil skabe gode betingelser for naturlig flytning, 'landværts migration', af strandengene og deres unikke diversitet af planter, fugle, padder mm.

Langt de fleste strandenge har imidlertid ikke mulighed for naturlig, landværts migration ved stigende havvandstand. Det skyldes dels kystskrænter og især menneskeskabte barrierer som diger, der er etableret for at beskytte landbrugsområder, byer, havne og infrastruktur. Strandengenes ofte eneste mulighed for naturlig, landværts migration er på bekostning af andre, eksisterende naturtyper. Selv om vores analyse forudsiger, at væsentlige landbrugsområder (hhv. 130.000 ha, 6%, i 2070 og 190.000 ha, 9 %, i 2120) vil blive oversvømmet ved 10-årshændelser, vurderer vi, at inddragelse af landbrugsarealer til genopretning af strandenge ikke vil være uden store udfordringer. Dette skyldes, at langt de fleste kystnære, lavtliggende landbrugsarealer allerede i dag (2021) ligger bag diger, sluser, højvandsklapper og pumper. De dyrkede marker er, som de fleste byer, i varierende grad beskyttet mod stormflod.

## Vertikal tilvækst

Undersøgelser af litteraturen samt ekspertvurderinger forudsiger, at strandenge ved Vadehavet i et vist omfang, men ikke fuldt, vil kunne modsvare havvandsstigningerne ved 'vertikal tilvækst', dvs. løbende aflejring af sediment. Det skyldes, at her er store tidevandsbevægelser, store mængder sediment i havvandet og mange større oversvømmelser. Langs de indre farvande i resten af Danmark, vil den løbende, vertikale tilvækst være langt mindre end havvandsstigningerne, og størrelsen af tabet af strandenge og deres levesteder vil være tæt på analysernes forudsigelser. Lokale forhold vil dog have stor betydning.

## Detaljerede analyser

Nærmere analyser af pilotkommunerne viser, at mere nøjagtige resultater kræver mere specifikke, detaljerede analyser. Vi har bl.a. gennemført en supplerende analyse af lavtliggende, kystnære områder med en terrænkote under 1 m DVR. Denne analyse viser, at ca. 158.500 ha ligger under 1 m DVR, og således vil forsvinde permanent under havets overflade frem mod 2120, hvis den nuværende, menneskeskabte beskyttelse med diger, sluser og pumper ikke opretholdes og udbygges.

Oversvømmelser ved ekstremhændelser vil tilsvarende være væsentlig større end de generelle resultater viser medmindre diger, sluser og pumper opretholdes og udbygges. Kortlægning heraf kræver mere detaljerede lokale undersøgelser og vurderinger af den fremtidige anvendelse af de lavtliggende, kystnære områder bag diger osv.

## Oversvømmelse fra landsiden

De reelle permanente tabstal for beskyttet natur, habitatnaturtyper, levesteder og landbrugsarealer vurderes at være væsentlig større end ovenstående, beregnede overordnede værdier. Analysen har ikke taget højde for manglende data om sluser, ferskvandstilstrømning, ændrede vejrhændelser, grundvandsstand, hvilket betyder, at ændringer af arealer, der nu er beskyttede af dige og sluser, som er højere end den generelle ændring i middelhavvandsspejlet, ikke fremgår som oversvømmede. Mange af disse områder, som f.eks. Ringkøbing og Nissum Fjorde, vil 'oversvømmes fra landsiden'. Arealer langs fjordene, som især består af strandenge, ferske enge og landbrugsarealer, vil blive oversvømmet med ferskvand fra Storåen, Skjern Å mfl., fordi vandstanden i åerne stiger, når havet stiger. Tabet af natur og landbrugsland vil således være væsentlig større, end den generelle analyse angiver.

## Naturgenopretning og udvikling af nye strandenge

Vi har udpeget 18 større, sammenhængende områder med marker, som bør undersøges nærmere mht. naturgenopretning og på længere sigt udvikling af strandenge.

Metoden vil være at stoppe den intensive drift og udpine jorden. Udpining sker ved at udså afgrøder som vinterrug eller havre, som ved høst fjerner en del af de store mængder overskydende næringsstoffer, som er tilført jorden gennem årtier. Efter og evt. sideløbende med udpiningen kan evt. dræn, grøfter og evt. diger fjernes, og der kan etableres en ekstensiv afgræsning og/eller høslæt med robuste dyreracer. Græsningen vil hindre tilgroning med højstauder, rørsump og skov og sikre dynamik og variation på arealerne. Eventuelt kan der stedvis ske jordbehandling og udsåning af hjemmehørende urter. Herved transformeres de dyrkede marker gradvist til mere næringsfattige og artsrige naturområder. Udpiningen kan tage adskillige år.

På sigt vil her kunne skabes plads til, at strandengene tager pladsen med deres unikke diversitet af planter, fugle, padder, pattedyr og hvirvelløse dyr. Det er afgørende at gennemføre naturgenopretningen i god tid, inden oversvømmelserne sker. Herved forhindres udvaskning af store mængder næringsstoffer til vandmiljøet. Desuden giver det mulighed for, at den 'pressede' biodiversitet løbende kan finde yngle-, fouragerings- og rasteområder på trods af **coastal squeezing** forårsaget af stigende havvandstand.

Figur 0-1 Plante- og dyrearter, som vil påvirkes negativt af havstigningerne. (Fotos Torben Ebbensgaard).

# 1 INDLEDNING

Klimaforandringer - og ikke mindst den menneskeskabte del af forandringerne har været debatteret intenst i de seneste årtier. FN's klimapanel, IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), blev således oprettet i 1988 i forlængelse af Brundtland-rapporten fra 1987 som et forsøg på at samle den videnskabelige verdens resultater omkring klimaændringer. Panelet har bidraget til et gradvist øget fokus og medført politiske hensigtserklæringer om, at det er tid for prioriteringer for at stoppe den drastiske klimaudvikling.

IPCC har på baggrund af den til enhver tid nyeste videnskabelige litteratur udgivet fem rapporter (assessment reports) i hhv. 1990, 1995, 2001, 2007 og 2014. Rapporterne beskriver i delrapporter henholdsvis årsager, konsekvenser og muligheder for handling i forbindelse med klimaforandringer. Den næste rapport, AR6, færdiggøres i 2022, men første del af rapporten, 'AR6 Climate Change 2021: The Physical Science Basis' blev udgivet i august 2021, og den udgjorde det tekniske grundlag for COP26, FN's 26. Climate Change Conference i Glasgow d. 31. oktober – 12. november 2021.

AR6, The Physical Science Basis, konkluderer efter næsten 4000 sider, på baggrund af 14.000 videnskabelige studier og rapporter, at: Hvis vi ikke handler nu og i det næste årti, vil det være for sent at begrænse den globale opvarmning til 2 grader! (Parisaftalens mål er 1,5 grader). Eksempler på øvrige konklusioner er

- Der er ikke længere er tvivl om, hvorvidt de globale klimaforandringer er menneskeskabte. Det er nu sikkert, at "menneskelig indflydelse har opvarmet atmosfæren". Tidligere har man 'kun' formuleret det som "ekstremt høj sandsynlighed".
- Temperaturen er steget hurtigere siden 1970 end i nogen anden 50-årig periode gennem 2000 år. I årene 2011-20 var den globale temperatur 1,09 grader højere end i 1850-1900. Heraf menes de menneskeskabte forandringer at have forårsaget 1,07 grader.
- Kloden risikerer at nå 1,5 graders opvarmning allerede i første del af 2030'erne, og det er væsentligt tidligere end tidligere varslet.
- Den øgede $CO_2$-udledning har skabt klimaforandringer, som ikke er set igennem tusinder af år. Mange af forandringerne er irreversible, især den smeltende is og stigende vandstand i havene.
- Opvarmningen giver ekstremt vejr i alle regioner på kloden, og det kommer der mere af. Både frekvensen og intensiteten af det ekstreme vejr er ændret, og der har siden 1950'erne været flere og mere intense varmebølger end kuldebølger.
- Den øgede $CO_2$-udledning fører til flere intense regnvejr, oversvømmelser og tørker. I nogle områder falder mere regn og andre steder mindre regn end tidligere.
- I Arktis stiger temperaturen ca. dobbelt så hurtigt som det globale gennemsnit. Det vil betyde, at både gletsjerne og isen smelter, og om sommeren vil der komme perioder helt uden havis. I 2011-20 nåede udbredelsen af havis det laveste niveau siden 1850.
- I kystområder vil det, især pga. af smeltende is og havvandets udvidelse på grund at varmen, medføre stigende vandstand med flere og mere alvorlige oversvømmelser. Områder, som i dag forventes ramt af ekstreme vandstande hvert hundrede år, kan i slutningen af århundredet rammes af oversvømmelser hvert andet år og i år 2120 flere gange årligt. Dette er særligt udbredt for de østlige kyster.
- Vandstanden er allerede steget mere siden 1900 end over noget andet århundrede de seneste 3000 år. Siden 1960'erne er der observeret tæt på en fordobling i antallet af oversvømmelser i kystområder.
- AR6 beskriver, at mennesker i kystnære byer rundt om på kloden vil få særlige udfordringer. Det gælder både i form af hedebølger og oversvømmelser forårsaget af såvel regn som stigende vandstand.

De klimainducerede havvandsstigninger vil medføre betydelige ændringer langs de danske kyster. Oversvømmelse, erosion, stormfloder, sedimentation og beslutninger om kystbeskyttelse, landindvinding, inddigning, brug af sluser, pumper, højvandsklapper og ikke mindst politiske prioriteringer af de mange interesser i kystzonen vil afgøre udviklingen af Danmarks kommende kystlinje og kystlandskab. Kampen for at mindske den fortsat øgede hastighed af klimaforandringer og havvandsstigninger ved bæredygtige, $CO_2$-neutrale løsninger, vil diskuteres internationalt, og nødvendigheden af at tilpasse os til den nye virkelighed vil skulle forvaltes af staten og de enkelte kommuner. Valget mellem forskellige muligheder og placeringer af fri dynamik, klimatilpasning og kystsikring bliver særligt påtrængende i de flade kystegne. Her vil både natur, urbane områder, infrastruktur, industri og jordbrug kæmpe om pladsen, hvilket sætter behovet for at prioritere områderne nær kysten.

# 1. 1 DENNE ANALYSE

## Forhistorie

I oktober 2018 blev COWI bedt om at holde oplæg for Limfjordsrådet om Limfjordens naturværdier som et indspark til diskussionen om en 'Masterplan for Limfjorden'. Her gennemførte vi overordnet en flooding- og GIS-analyse i Limfjordsområdet for at beregne og vurdere, hvordan de daværende forudsigelser om havvandsstigninger ville påvirke kystnaturen. Analysens resultater blev også fremlagt på bl.a. Biodiversitssymposium 2019, og i begge tilfælde var der meget stor interesse og opfordringer til at få lavet en national analyse, med baggrund i de nyeste data fra IPCC og DMI.

## Finansiering

COWI og SDU søgte 15. juni Fonden om støtte til den nationale analyse, og både de, og senere Naturstyrelsen og AAGE V. JENSENS FOND, valgte at støtte en national og mere detaljeret analyse finansielt.

## Indhold

Denne rapport analyser betydningen af havvandsstigningernes betydning for den kystnære natur i Danmark. Der vil principielt set vil være de samme påvirkninger fra de klimainducerede havvandsstigninger på den kystnære natur overalt i verden. Danmarks stedvis flade kyster med udbredte strandenge og den tilhørende natur og biodiversitet er imidlertid unik og kræver derfor et særligt fokus fra Danmarks beslutningstagere og naturforvaltere.

## Formål

Formålet med analysen er således at:

- give et nationalt overblik over naturarealer, der forventes at forsvinde ved generelle havvandsstigninger,
- hvilke områder, som yderligere vil påvirkes ved øgede ekstremhændelser
- hvilke naturtyper, levesteder og arter forventes hermed at decimeres og være i overhængende fare for at forsvinde fra Danmark.

Analysen undersøger desuden mulighederne for at identificere arealer, hvor det er muligt at udvikle nye strandenge som erstatning for forsvundne.

Vi har formuleret en hypotese og et arbejdsspørgsmål:

- H1: De klimainducerede havvandsstigninger udgør en markant, overhængende trussel mod den kystnære natur og biodiversitet i Danmark. En væsentlig del af de internationalt essentielle, kystnære naturtyper samt levesteder for sjældne fugle, padder, planter mm risikerer at forsvinde fra Danmark.
- Arbejdsspørgsmål: Der kan udpeges arealer, som ved rettidig omhu og de rette metoder kan ekstensiveres og ved de gradvise havvandsstigninger udvikles til nye strandenge med levesteder for dele af den internationalt truede biodiversitet.

# 2 LÆSEVEJLEDNING

Rapporten er delt i følgende kapitler:

Vi indleder med et kort Forord, mens Kapitel 0 er et ikke-teknisk resumé.

Kapitel 1 beskriver baggrunden for rapporten, inkl. hovedpunkter fra den seneste rapport fra IPCC, det internationale klimapanel.

Kapitel 2 er nærværende læsevejledning.

Kapitel 3 introducerer de primære faglige baggrundsemner. Dette sker for at etablere en baseline for havvandsstigningernes betydning og omfang. Afsnittet kan springes over, hvis man har en god faglig indsigt. Klimaproblemstillingernes omfang og de forskellige scenarier og perspektiver i IPCC's klimamodeller beskrives i afsnit 3.2. Herefter beskrives udvalgte naturværdier, rapportens hovedfokus, i afsnit 3.3- 3.8. Beskyttede naturtyper, Natura 2000, habitatnaturtyper beskrives, ligesom udvalgte eksempler på ynglefugle, Bilag IV-padder og rødlistede planter. Sidst i kapitlet beskrives de grundlæggende mekanismer mht. kyster og sedimentdynamik. Dette sker med henblik på at øge forståelsen for kompleksiteten af aflejring af sediment og erosion ikke mindst på naturtypen strandeng (afsnit 3.9 og 3.10).

Kapitel 4 beskriver de anvendte metoder til analyse af oversvømmelser hhv. GIS-analysen, samt en supplerende analyse af lavtliggende, kystnære områder.

Resultatafsnittet er delt to:

I kapitel 5 præsenteres betydningen af de generelle havvandspejsstigninger i hhv. 2070 og 2120, dvs. de generelle oversvømmelser.

I kapitel 6 præsenteres resultaterne af analysen af ekstremhændelser med fokus på 10-årshændelser i 2120. Kapitel 7 beskriver potentialet for udpegning af arealer, som kan udvikles til fremtidige strandenge. Vi beskriver metoder, som kan optimere udviklingen.

Kapitel 8 rummer diskussion af resultaterne. Her inddrages også nærmere analyser af havstigningernes betydning for naturen i 6 pilotkommuner (Jammerbugt, Aalborg, Varde, Esbjerg, Odense og Vordingborg). Her diskuteres også sammenhængen med de lavvandede marine områder, og havvandsstigningernes betydning for næringsstof- og kulstoftilbageholdelse.

Kapitel 9 er en kort beskrivelse af den konference, som projektet var ophav til: Havvandsstigningernes betydning for Kystnaturen, d. 10. november 2021.

Kapitel 10 er konklusioner og perspektivering af projektets resultater.

Stedvis er vores analyse understøttet af resuméer fra studenterprojekter, som har været tilknyttet projektet og dets problemstillinger.

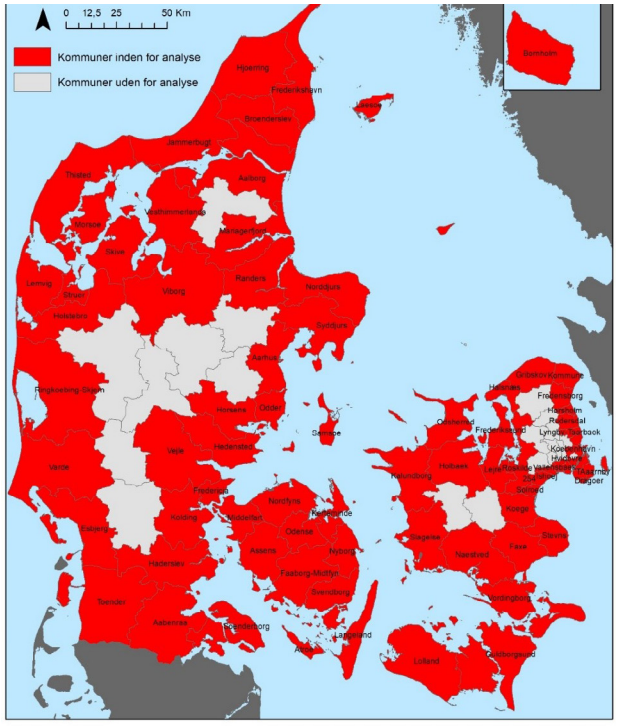
# 3 INTRODUKTION

## 3.1 INDHOLD

Der er i mange andre sammenhænge lavet talrige beregninger vedrørende påvirkninger af byer, klimatilpasning og de forventede økonomiske konsekvenser. Se f.eks. COWIs overblik i (COWI, Nabotjek af EU-landes fremgangsmåder ved planlægning for marine vandområder i henhold til vandrammedirektivet, 2018). En lang række kommuner er også i fuld gang med klimatilpasning og kystsikring, og det er i forhold til by og infrastruktur, at den primære klimatilpasningsindsats foregår.

Denne analyse beskæftiger sig med arealer i de kommuner, som vil miste natur ved de forventede havvandsstigninger frem mod år 2120. Det drejer sig om 76 af Danmarks kommuner (Figur 3-1).

Analyserne i denne rapport omfatter naturen og landskabet i disse 76 kommuner. Kun 8 jyske og 14 sjællandske kommuner har ikke kyst.




Figur 3-1 Kort som med rødt viser de 76 kommuner, der vil påvirkes af de beregnede havvandsstigninger, og dermed de kommuner, analysen omfatter.

## 3.2 KLIMA: BAGGRUND OG SCENARIER

Der er taget udgangspunkt i klimascenarier svarende til IPCC's RCP 8.5 og den forventede ændring i middelvandstand prognosen medfører.

### 3.2.1 SCENARIER

Der er på kommunalt niveau beregnet og kortlagt oversvømmede områder som følge af stigningen i middelvandsspejl om 50 år (2070) og om 100 år (2120). Derudover er der suppleret med repræsentative ekstreme, dog relativt hyppige, oversvømmelser forsaget af stormfloder for samme årstal. Der er valgt at benytte stormfloder med gentagelsesperioder på 10 år for både 2070 og 2120 (10-årshændelser).

## 3.3 NATUR

### 3.3.1 AREALDÆKKE I DANMARK

Som udgangspunkt for de kommende afsnit ses nedenfor en oversigt over arealfordelingen i Danmark (Tabel 3-1).

| AREALDÆKKE FOR DANMARK 2018 | | |
|---|---|---|
| | km² | % |
| Areal i alt | 43054 | 100 |
| Veje, bebygget/by mv. | 5921 | 13,8 |
| Landbrug | 25787 | 59,8 |
| Heraf etårige afgrøder (korn mv.) | 23345 | 54,2 |
| Heraf ekstensive landbrugsarealer | 1870 | 4,3 |
| Heraf træafgrøder | 572 | 1,3 |
| Skov | 5624 | 13,1 |
| Natur | 3887 | 9 |
| Heraf heder, klitter og anden tør natur | 1522 | 3,5 |
| Heraf enge, moser og anden våd natur | 2365 | 5,5 |
| Søer og vandløb | 1169 | 2,7 |
| Ikke klassificeret | 666 | 1,6 |

Tabel 3-1 Fordeling af arealkategorier i Danmark (Kilde: Danmarks Statistik).

### 3.3.2 BESKYTTEDE NATURTYPER (§3-NATUR)

Danmarks biodiversitet har brug for særlige levesteder i vores landskab, som i store dele er opdyrket og bebygget. For at tage vare på Danmarks særlige natur er en række lysåbne naturtyper beskyttede gennem 'Lov om Naturbeskyttelse'. Lovens §3 beskytter heder, ferske enge, moser og kær, strandenge og strandsumpe, overdrev, søer og vandløb samt naturlige overgange mellem dem, når de enkeltvis eller tilsammen er over 2.500 m². Søer og vandhuller er beskyttede, når de er over 100 m². Vandløb er beskyttede, når de er udpeget som §3-naturtype.

Loven om § 3-beskyttede naturtyper trådte i kraft i 1992. Søer og vandløb har dog været beskyttede i 1972, større moser siden 1978, heder, strandenge og strandsumpe siden 1984 og endelig ferske enge og overdrev siden 1992. I områder med fredskov (skovområder som altid skal indeholde skov, og som er beskyttet mod rydning, hugst, kreaturgræsning m.v.) er § 3-natur beskyttet uanset størrelse og også alle større og mange mindre vandløb er beskyttede.

De beskyttede naturtyper findes ofte som mosaik mellem hinanden, f.eks. i ådale og som lysåbne områder i skove, men hver for sig kan de defineres således:

**Strandenge** ligger langs kyster som flade, saltvandspåvirkede områder mellem havet og det bagvedliggende land. På græssede strandenge udvikles arealer med artsrige plantesamfund af salttålende græsser og urter, mens der på ugræssede arealer dannes mere artsfattig rørsump.

**Heder** er åbne, dværgbuskdominerede plantesamfund med hedelyng, revling, tyttebær, klokkelyng, ene m.fl. Heder findes på næringsfattig, oftest sandet jord. Der findes både tørre og fugtige heder.

**Overdrev** er tørbundsarealer med lavtvoksende, artsrig urtevegetation eller lysåbne krat. Overdrev bevares åbne ved græsning eller høslæt. Overdrevene findes oftest på kuperede arealer, f.eks. skrænter langs kysten eller i ådale. Deres artssammensætning afhænger af, om jordbunden er sur eller kalkrig.

**Moser** kendetegnes ved fugtige til decideret våde områder, men uden at jordoverfladen permanent står under vand. Der kan i visse mosetyper være høj urte- og kratvegetation. Begrebet ”mose” dækker over naturtyper som rørsump, pile-/skovsump, højmoser, kær og vældmoser. Både kalkrige og sure moser kan indeholde en unik vegetation, og særligt de næringsfattige moser indeholder mange sjældne og truede arter.

**Klitter** er kystnære, oftest næringsfattige naturtyper på sand. Klitterne er også beskyttet natur, som kan rumme både hede, overdrev og mosevegetation.

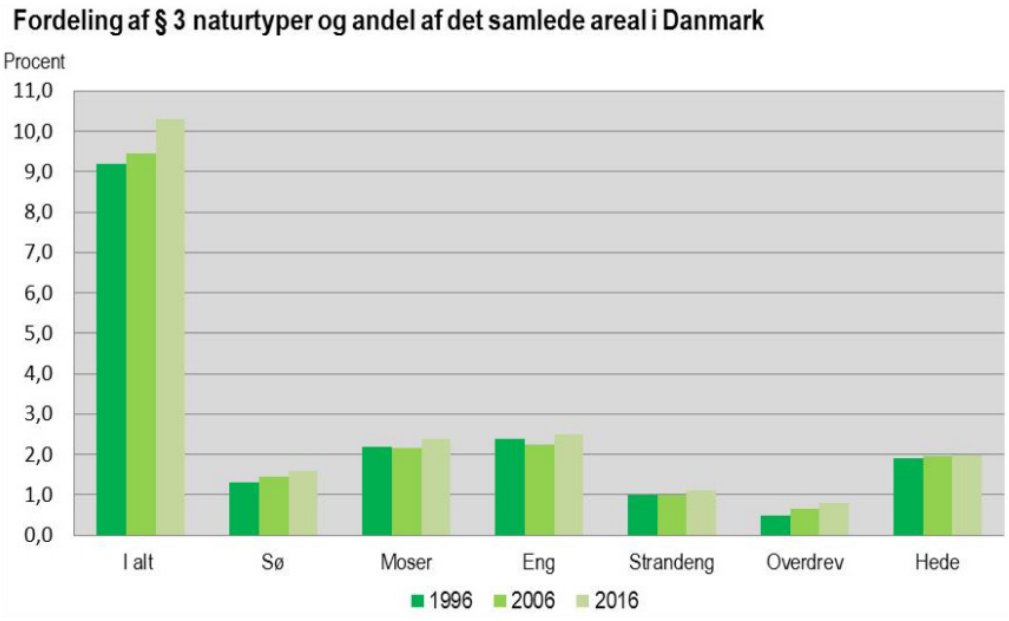
**Fersk eng** er et fugtigt, fersk lavbundsareal med lavtvoksende, lyskrævende planter. Enge er påvirket af høslæt, græsning eller oversvømmelse og findes oftest i ådale eller nær søer. Særligt næringsfattige enge kan have en høj biodiversitet.

Både små naturlige **søer og vandhuller** samt gravede gadekær, regnvandsbassiner og råstofgrave er i udgangspunktet beskyttet natur, når blot de er over 100 m² og har et naturligt dyre- og planteliv.

Den seneste nationale registrering af beskyttet natur fandt sted i 2016, og før dette i hhv. 1996 og 2006. I 2016 blev der registreret et større areal end tidligere (4.441 km²), som det ses af nedenstående Tabel 3-2. Ifølge disse resultater fra

2016 udgør de lysåbne, beskyttede naturtyper (uden vandløbene) således ca. 10,3 % af hele Danmarks areal. Anvendes det opdaterede samlede areal for Danmark iflg. Danmarks statistik (43054 km² i 2018, jf. Tabel 3 1) er 9,7 % af Danmark beskyttet natur, vel at mærke uden vandløbene.

I første halvdel af 1800-tallet, inden industrialiseringen, hvor den lysåbne natur havde sin største udbredelse i nyere tid, udgjorde den lysåbne natur ca. 60 % af Danmarks areal (Vestergaard & Sand-Jensen, Naturen i Danmark – Det åbne land, 2017).




Tabel 3-2 Søjlediagram som viser udviklingen i det registrerede areal af beskyttede naturtyper i perioden 1996-2016 samt den andel af Danmarks areal, som hver type dækker (Miljøstyrelsen, 2021).

| Registreret § 3-natur i Danmark | 1996 (ha) | 2006 (ha) | 2016 (ha) | Forøgelse (%) |
|---|---|---|---|---|
| Sø | 56.735 | 62.896 | 68.658 | 21,0 |
| Mose | 89.919 | 92.817 | 101.773 | 13,2 |
| Eng | 103.722 | 96.379 | 108.064 | 4,2 |
| Strandeng | 43.622 | 42.870 | 46.734 | 7,1 |
| Overdrev | 25.986 | 27.792 | 34.054 | 31,0 |
| Hede | 82.013 | 84.455 | 84.789 | 3,4 |
| I alt | 401.996 | 407.209 | 444.071 | 10,5 |

Tabel 3-3 Oversigt over registrerede arealer af de beskyttede naturtyper i perioden 1996-2016. Kilde: (Miljøstyrelsen, 2021).

Cirka 10,3 % procent eller 444.071 ha, af det samlede danske landareal på 4.311.307 ha, var i 2016 registreret som § 3-beskyttet natur iflg. Den lille stigning i det samlede § 3-registrerede areal, ift. 1996 og 2006, skyldes præciseringer og nøjere kortlægning af de beskyttede områders beliggenhed og afgrænsning. Især for moser, enge og søer spiller naturgenopretning af vådområder også en væsentlig rolle.

### 3.3.3 STRANDENG

Strandenge er udbredt langs store dele af de danske kyster, og de har en særlig risiko for at blive dækket af havet ved vandstandsstigninger. Derfor har strandengen og dens unikke biodiversitet særligt fokus i denne analyse og rapport. I de følgende afsnit beskrives strandengen nærmere som naturtype, økologisk funktion og levested.

Strandenge udvikles langs beskyttede kyster ved fjorde og lavvandede havområder med salt- og brakvand. På de mest udsatte, eksponerede kyster, hvor bølgerne har stor energi pga. højere vanddybde, findes ikke strandenge, men i stedet klitter, klinter, klipper og stenstrande.

Strandenge dækker under naturlige forhold området mellem kystlinjen og de strandvolde/tanglinjer, der markerer, hvor højt havet når ved de årligt tilbagevendende vinterhøjvande. Strandengene ligger således som en overgangszone mellem hav og land.

Strandengens dyr og planter lever i et ekstremt omskifteligt miljø med varierende tidevand, hyppige oversvømmelser, saltpåvirkning, erosion og aflejring af sediment. Ved højvande og ekstremhændelser/stormflod afsættes finkornet organisk og uorganisk materiale på overfladen. Den nøjagtige mængde, som aflejres, afhænger bl.a. af mængden af suspenderet stof i havvandet, de lokale mikrotopografiske forhold, vegetationen, der kan have 'filtereffekt', oversvømmelsens varighed mm. Sedimentationen er helt afgørende for strandengens dynamik, næringsstoftilledning og strandengens evne til at flytte og udvikle sig (se afsnit 3.10). Samtidig udøver havets bølger og tidevandets bevægelser erosion, som stedvis fjerner og flytter sediment og er med til at danne de vandfyldte lavninger i strandengen, loer og saltpander, som udgør strandengens naturlige drænsystem.

Figur 3-2 Luftfotos, som viser eksempler på strandengenes typiske beliggenhed, langs lavvandede, beskyttede kyster og som et smalt bælte mellem fjord og opdyrkede marker. Kilde: (Miljøportalen, 2021).

Figur 3-3 Karakteristiske strandengsplanter: Strand-trehage og sandkryb (Fotos: Torben Ebbensgaard).

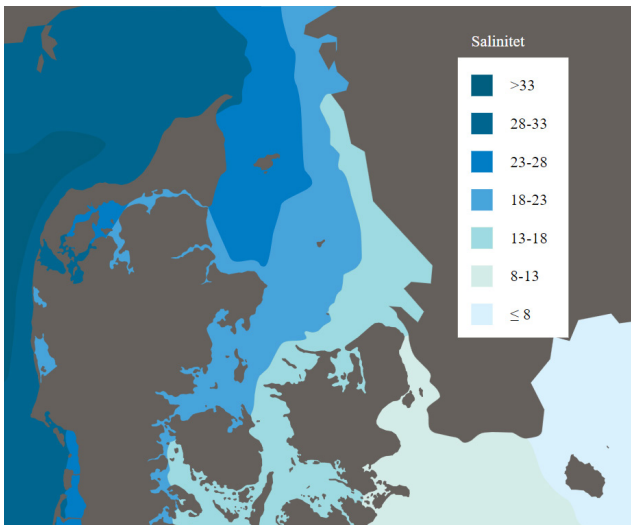
Vegetationen på strandenge består af salttolerante planter (halofytter). Halofyter har udviklet forskellige mekanismer til at tåle, regulere og opbygge en høj saltkoncentration, hvilket gør dem i stand til at optage vand, næringsstoffer og ioner (selektivt) i passende mængder. Halofyterne er samtidig tilpasset (tolerante overfor) de særlige redoxforhold (iltningsforhold) i den klægfyldte, anaerobe 'jord'-bund samt tidvis oversvømmelse.

Også den animalske biodiversitet er bestemt af de særlige livsbetingelser i overgangen mellem hav og land. Enorme mængder af leddyr har tilpasset sig livet i det omskiftelige miljø, ofte nedgravet i bunden, der består af en varierende blanding af sand, silt og lerpartikler. Her lever de med høje saltkoncentrationer, tidvise oversvømmelser/udtørring samt af- og omlejring af alger og næringsrigt, iltfattigt sediment. De mange smådyr som orme, insekter, krebsdyr, snegle og muslinger udgør fødegrundlaget for millioner af fugle, fisk og andre dyr.

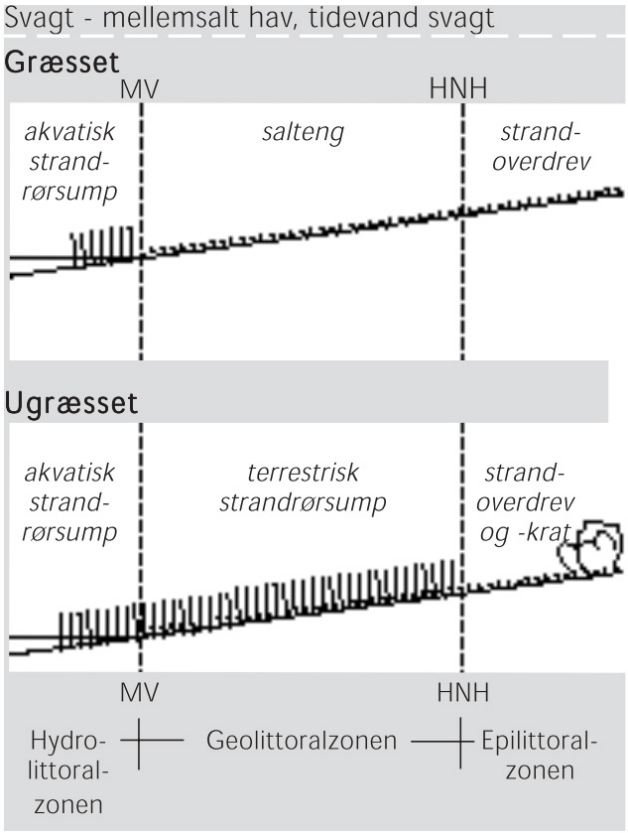
De enkelte arters individuelle evne til at tåle høje saltkoncentrationer og oversvømmelser afspejles af planternes fordeling på strandenge langs de danske kyster. Langs Vesterhavet er der således en salinitet på ca. 30 promille, mens saliniteten i dele af Østersøen er under 10 promille (se Figur 3-4). Forskellen skyldes først og fremmest den enorme tilstrømning af ferskvand fra Østersøens talrige floder fra Sverige, Finland, Polen, Tyskland og de baltiske lande. På den enkelte strandeng er der en tydelig gradient fra de vådeste, salteste dele, til de relativt tørreste, mindst salte dele, ses på plantesammensætningen.

Der er høj- og lavvande to gange pr. døgn, men som med saltindholdet stor forskel i størrelsen af tidevandet langs de danske kyster. Den højeste månedlige forskel i høj- og lavvande (maksimal amplitude ved springtid) er således ca. 2 meter ved det sydlige Vadehav, 30 cm ved Skagen og blot 4 cm ved Bornholm.

Strandengene afgrænses af hyppigheden af vanddækket: På tidevandskyster findes vaderne mellem middellavvandslinjen og middelhøjvandslinjen (også kaldet hydrolitteralzonen). Udenfor denne er der altid vanddækket (sublittoralonen). Ovenfor hydrolitteralzonen udvikles egentlige strandenge (mellem middelhøjvandslinjen og højeste, normale højvandsniveau, også kaldet geolitteralzonen). Ovenfor disse, i epilittoralzonen, som aldrig – eller kun i ekstreme tilfælde er oversvømmet, findes øvrige naturtyper som hede, mose, eng og (strand-) overdrev.

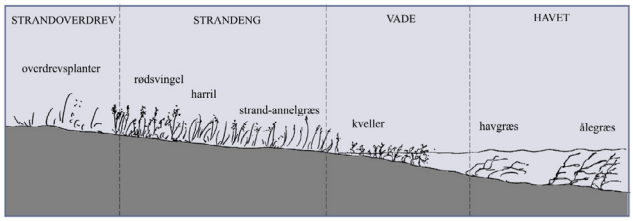



Figur 3-4 Saltholdigheden i overfladen i de danske farvande målt i promille. Efter data fra DCE 2012.




Figur 3-5 Overordnet skitsering af sammenhængen mellem vandstand, topografi, salinitet, græsning og vegetation på strandengen (Vestergaard P. , 2000).

Forskellene i saltkoncentration og oversvømmelseshyppighed fører mange steder til en karakteristisk zonering af vegetationen. Selvom 'strandeng', både biologisk, økologisk og juridisk, omfatter hele den salt- og tidevandspåvirkede vegetationstype langs beskyttede kyster, er der således inden for strandengen oftest mere eller mindre adskilte, parallelle, koncentriske vegetationsbælter. Der tales således ofte om hhv. kveller-, annelgræs-, harril- og jordbærkløverzonen. Hver zone har en række karakteristiske plantearter, men er opkaldt efter den dominerende planteart, som trives




Figur 3-6 Illustration af strandengens vegetationszoner som påvirkes af salinitet, oversvømmelseshyppighed og græsning (Vestergaard P. , 2000).

ved forskellig salinitet. Annelgræszonen findes således ved salinitet >25 promille, harrilzonen ved 10-24 promille og jordbærkløver ved 2-10 promille.

På især de øvre strandenge, hvor der i middelsalte og mindre salte områder er en glidende overgang til tørre hhv. ferske naturtyper, har fersk grundvand, regnvand eller overfladevand en væsentlig betydning for naturværdierne og artssammensætningen. Levestedet for en række arter af planter, dyr og fugle, som trives i overgangszonen, hvor der er vådt og salt, men ikke for salt, er således også afhængigt af det ferske grundvand.

De §3-kortlagte strandenge rummer således i væsentligt omfang også delområder med lave klitter, overdrev, vældpåvirkede kær, moser, småsøer og enge.

Driften af strandengene har også stor betydning for vegetationen. Ved græsning udvikles lavtvoksende plantesamfund med zonering som beskrevet ovenfor. Uden påvirkning fra dyrenes bid og tråd vil der i stedet kunne udvikles strandsump med en mere artsfattig, højtvoksende sumpvegetation, som domineres af tagrør, strand-kogleaks eller blågrøn kogleaks. Strandsumpe forekommer ofte på de mest fugtige og eventuelt permanent vanddækkede dele af beskyttede og middelsvagt salte kystområder. Strandenge tjente fra bronzealderen og frem som fællesjord for bønder i en eller flere landsbyer. De blev derfor oftest brugt til græsning, som det var tilfældet for ferske enge. I de seneste mange årtier er græsning mange steder ophørt. Derfor dækker strandsumpe i dag en væsentlig større del af strandengsarealet.

Figur 3-7 Græsset strandeng med tydelige lodannelser bag klitter og strandvolde. Udenfor vandløbet (til højre i billedet) er ugræssede områder med rørsump, klitter og strandvolde. Strandby i Nordøstjylland (Foto Kristian Laustsen).

Figur 3-8 Øverst eksempel på varieret strandeng med både græsset, lavtvoksende strandeng og ugræssede partier med rørsump. Nederst tydelig illustration af græsningens betydning for vegetationen på strandenge (Fotos: Torben Ebbensgaard).

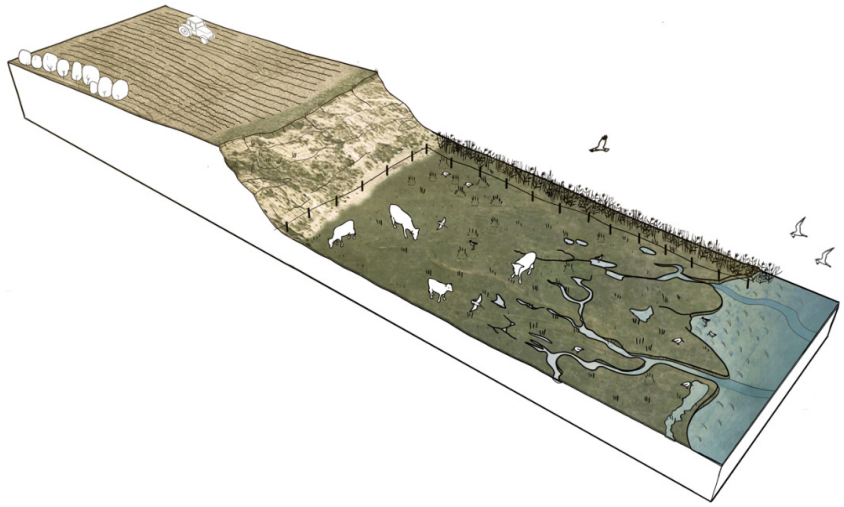
En 'sund', artsrig strandengkendetegnes af en høj artsdiversitet og karakteristiske, strukturelle forhold som illustrerer lang kontinuitet og fri dynamik, f.eks.

- Stor størrelse
- Udbredte lodannelser og saltpander
- Lavtvoksende, ekstensiv afgræsset vegetation på størsteparten
- Mindre områder med rørsump
- Uhindret adgang for tidevand, oversvømmelser og sedimentation
- Spredte store sten
- Fravær af grøfter og kanaler
- Fravær af diger og dæmninger
- Fravær af gødskning

Disse elementer er centrale ved kortlægning og tilstandsvurdering af strandenge. Strandenges konkrete, lokale struktur, vegetation og udstrækning er således især bestemt af fire nøglefaktorer:

- De hydrologiske, kemiske, fysiske forhold som tidevandssvingningernes størrelse, havvandets saltholdighed og størrelsen af bølgeenergi/graden af beskyttelse. Også ferskvandspåvirkning fra landsiden af strandengen kan spille en vigtig rolle.
- De topografiske forhold, især lokalitetens bredde og terrænhældning.
- Sedimenttilførsel og substratets tekstur, dvs. om strandengen er udviklet på sand, ler, sten eller klippe.
- Karakteren og intensiteten af den eventuelle landbrugsmæssige udnyttelse – overvejende græsning, hø- og græsslæt, eller uudnyttet.

Strandengsarealet i Danmark vurderes at være halveret siden midten af 1800-tallet (Vestergaard & Sand-Jensen, Naturen i Danmark – Det åbne land, 2017). Tabet skyldes først og fremmest dræning, gødskning, opdyrkning og inddæmning. Ved inddæmning fjernes tidevandspåvirkninger og vinteroversvømmelser med saltvand, og engene bliver gradvis mere ferske.



Figur 3-9 Principskitse af en strandeng ved beskyttet kyst mellem kystskrænt og hav. På den græssede, lavtvoksende del af strandengen findes et rigt fugle-, dyre- og planteliv, mens den ugræssede del domineres af rørskov med færre, dog karakteristiske fugle, insekter mm. (COWI-Arkitema, 2021).

I habitatdirektivets bilag I (se også afsnit 3.3.4) betragtes forskellige plantesamfund på strandengen, bl.a. kvellervade, vadegræssamfund og strandeng som forskellige habitatnaturtyper (se afsnit 3.3.5). I habitatområderne er der oftest også sket en mere nøje kortlægning end i §3-kortlægningen, således at klitter, tidvis våde enge, overdrev, rigkær, væld osv. er 'tegnet ud' af strandengspolygonerne.

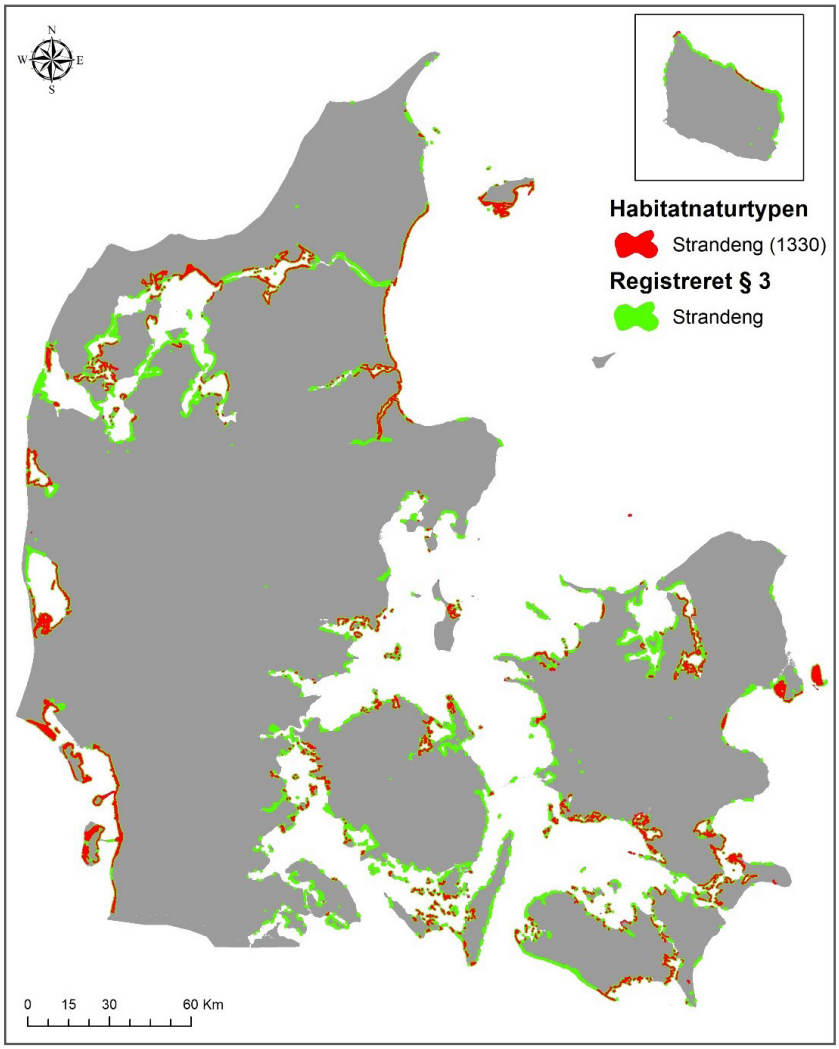
### 3.3.4 HABITATNATURTYPER

I Danmark findes 257 Natura 2000-områder, som er summen af 261 habitat- og 124 fuglebeskyttelsesområder. Natura 2000-områderne dækker 8 procent af det danske landareal og 18 procent af det danske hav (Miljøstyrelsen, 2021). Områderne er udpeget for at beskytte en række truede, sårbare eller karakteristiske dyr, fugle, planter og naturtyper, som fremgår af 'udpegningsgrundlaget' for hvert område. Ifølge EU's officielle fortolkningsmanual, “Interpretation Manual of European Union Habitats”, er der 60 naturtyper på habitatdirektivets bilag 1. Disse naturtyper benævnes i det følgende 'Habitatnaturtyper'. Habitatnaturtyperne kan betragtes som en økologisk og botanisk differentiering af de mere overordnede skove, søer, have og beskyttede naturtyper (§3-naturen). Således findes der f.eks. 7 havnaturtyper, 5 (ferske) sønaturtyper, 10 skovnaturtyper, 9 klitnaturtyper og 9 mosetyper. Hver af disse habitatnaturtyper og deres afgrænsning er nøje beskrevet i 'Habitatbeskrivelser' (Miljøstyrelsen, 2016).

Som en central del af arbejdet med Natura 2000-planlægning er habitatnaturtyperne i hvert habitatområde nøje kortlagt ved brug af en 'habitatnøgle' (Miljøstyrelsen - Habitatnøgle, 2016) og en række tekniske anvisninger (TA-N03, TA-N04, TA-S10, TA-V16, DN01), som sikrer, at kortlægningen foretages efter en ensartet og reproducerbar metode (Fredshavn, J; Ejrnæs, R; Nygaard, B, 2016a; Fredshavn, J; Ejrnæs, R; Nygaard, B, 2016b).

Figur 3-10 Strandengsplanter: strand-trehage, smalbladet kællingetand, strand-skræppe og vingefrøet hindeknæ. (Fotos: Torben Ebbensgaard).

Strandengens habitatnaturtyper består af flere undertyper af §3-strandeng: Enårig vegetation på stenede strandvolde (1210), Flerårig vegetation på stenede strande (1220), kvellervade (vegetation af kveller eller andre enårige strandplanter, der koloniserer mudder og sand, 1310), vadegræssamfund (1320) og strandenge (1330).




Figur 3-11 Forekomst af §3-beskyttede strandenge (grøn) og habitatnaturtypen strandeng-1330 i Danmark iflg. vores analyse. De små §3-beskyttede strandenge inde i landet viser eksempler på fejlindtastninger i Miljøportalen.

## 3.3.5 STRANDENG – ATLANTIC SALT MEADOW 1330

Strandeng er den mest udbredte habitatnaturtype i Danmark med 29.814 ha kortlagt. 75 % af det danske areal af strandenge ligger i Natura 2000-områderne, og hele 67 af landets 261 habitatområder har habitatnaturtypen strandeng (1330) på udpegningsgrundlaget.

Men hvad karakteriserer 1330-strandengen, hvilken bevaringsstatus har strandengen, og hvilken betydning har de danske strandenge for den internationale biodiversitet?

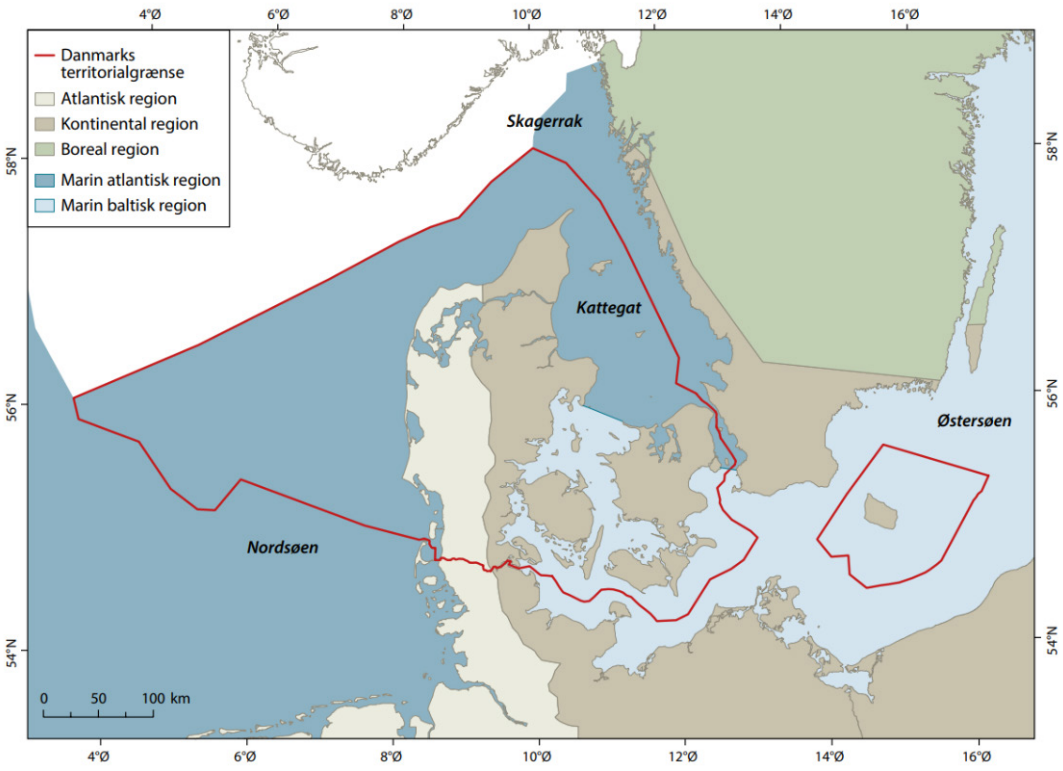
### 1330-Strandengens karakteristika og udbredelse i Danmark

Habitatnaturtypen strandeng (1330) omfatter som §3-strandengen både den græssede salteng ved kysten, den ugræssede strandsump og vegetation på opskyllede tanglinier på strandengen. Strandengen er levested for en lang række karakteristiske planter, f.eks. harril, kryb-hvene, rød svingel, strand-annelgræs, strand-malurt, alm. kvik, stiv kvik, engelskgræs, kødet hindeknæ, rødbrun kogleaks, slap annelgræs, spyd-mælde, kilebæger-arter, strand-asters, strand-bede, gåse-potentil, strand-kamille, strand-mælde, sandkryb, strandtrehage, strand-vejbred, sumpstrå-arter, udspilet star og udspærret annelgræs. I strandsumpen vil tagrør og strand-kogleaks ofte være almindelige, visse steder ledsaget af blågrøn kogleaks, vild selleri eller samel. Strandeng (1330) findes langs Danmarks flade, beskyttede kyster, som det ses på Figur 3 11.

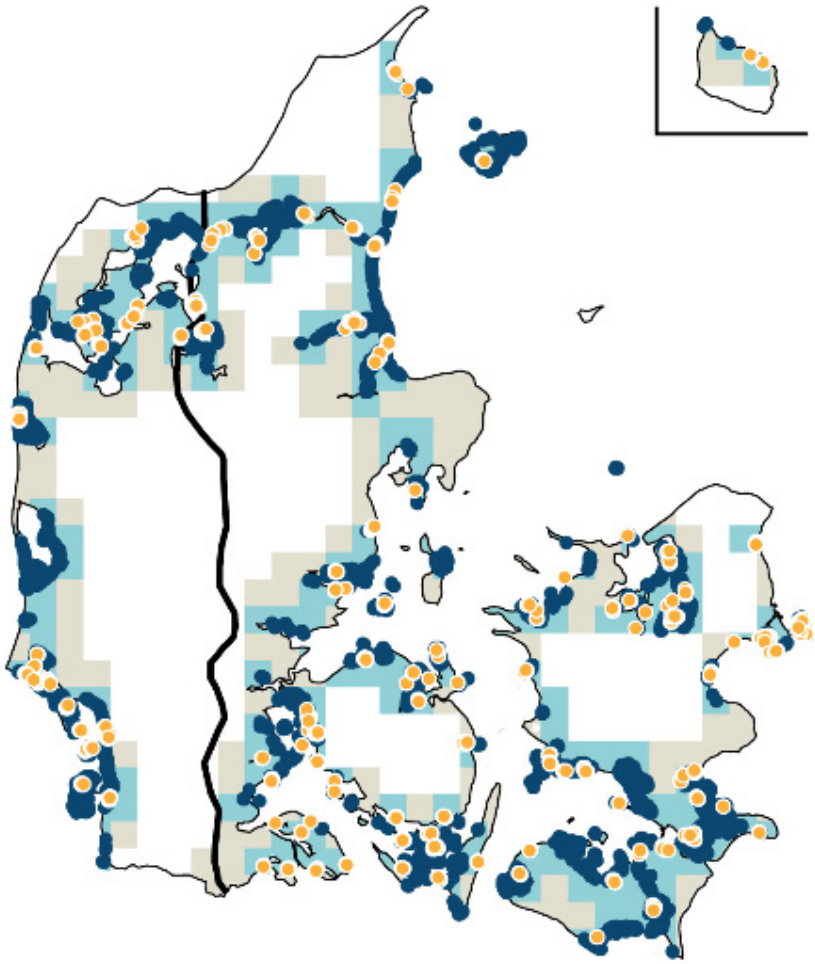
Strandengene er levested for en lang række sjældne fugle - både som ynglested for bl.a. vadefugle, måger og terner og som fouragerings- og rasteområde for en lang række ænder, gæs, svaner, vade- og rovfugle. Desuden er en række internationalt beskyttede padder (Bilag IV-arter) knyttet til (dele af) strandengene. Det gælder bl.a. strandtudse og grønbroget tudse. Strandengens sjældne arter behandles i kapitel 5.12 og 0.

### 1330-strandengens nationale bevaringsstatus

I habitatdirektivets Artikel 17-rapportering (Fredshavn J. , et al., 2019), som gennemføres hvert 6. år, vurderes alle habitatnatur-typer mht. fire statuselementer i den samlede bevaringsstatus: udbredelsesareal, forekomstareal, struktur/ funktion samt fremtidsudsigter for hver biogeografisk region. Danmark er på land delt i to biogeografiske regioner: den atlantiske og den kontinentale region og i havet i hhv. den marine atlantiske og baltiske region (se Figur 3-12).




Figur 3-12 Illustration af Danmark to biogeografiske regioner og de to marine regioner (Fredshavn J. , et al., 2019).



Figur 3-13 Kort som viser areal og udbredelsesområde for habitatnaturtypen strandeng (1330) iflg. kortlægning og overvågningsdata. Udbredelsesområdet (grå signatur) baseres på kendte forekomster, der er vejledende registreret som §3-strandeng iflg. naturbeskyttelsesloven. Lyseblå områder viser 10 km kvadrater med forekomst af naturtypen iflg. Danmarks nationale overvågningsprogram NOVANA. Mørkeblå viser kortlagte forekomster fra den seneste kortlægning i habitatområderne (2016-2018), samt kortlægningen uden for habitatområderne. Gule prikker viser overvågningsstationer (2011-2016) Kilde: (Nygaard, B; Ejrnæs, R; Fredshavn, J. R, 2021; Nygaard, B; Damgaard, C; Nielsen, K E; Bladt, J; Ejrnæs, R, 2016).

For hvert af de fire statuselementer vurderes status som gunstig (grøn), moderat ugunstig (gul), stærkt ugunstig (rød) eller ukendt (hvid) (se Tabel 3-4). Hvis der er fire gunstige vurderinger, eller tre gunstige og én ukendt, er den samlede bevaringsstatus gunstig. Er blot én af delvurderingerne stærkt ugunstig er bevaringsstatus stærkt ugunstig. Er én eller flere delvurderinger moderat ugunstig og ingen er stærkt ugunstig, så er bevaringsstatus moderat ugunstig, og i de øvrige tilfælde er bevaringsstatus ukendt. Den samlede vurdering er, at fem ud af seks kyst- og strandengstyper har moderat eller stærkt ugunstig bevaringsstatus. Det er således kun vadegræssamfund, af kysttyperne, der har gunstig bevaringsstatus.

For de fleste kysttyper er areal og udbredelsesområde (undtaget 1310) vurderet stabilt og tilstrækkeligt stort til en langsigtet opretholdelse. Det vurderes dog usikkert, om arealet allerede er i tilbagegang som følge af havstigninger.

Overvågningsdata viser desuden tegn på en forværring af tilstanden i strandeng (1330) siden igangsætning af det nationale overvågningsprogram, NOVANA.

## 1330-Strandengens internationale betydning

I Eionet er det muligt at se de enkelte EU-medlemsstaters (inkl. Storbritannien) 'bidrag' i form af arealer, udbredelse, struktur og funktion, bevaringsstatus, prognose (future prospects) og over-all vurdering for hver habitatnaturtype. Vurderingen er lavet for hver af de biogeografiske zoner og for hver 6-års-periode siden 2001 (se Figur 3-14).

| Kode | Naturtype | Udbredelse | | Forekomstareal | | Struktur og funktion | | Fremtidsudsigter | | Bevaringsstatus | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | ATL | CON | ATL | CON | ATL | CON | ATL | CON | ATL | CON |
| 1210 | Strandvold med enårige pl. | = | = | ? | ? | × | × | | | × | × |
| 1220 | Strandvold med flerårige pl. | = | = | ? | ? | × | × | | | × | × |
| 1230 | Kystklint/klippe | = | = | ? | ? | × | × | | | × | × |
| 1310 | Enårig strandengsvegetation | = | = | ? | ? | × | × | | | × | × |
| 1320 | Vadegræssamfund | = | = | ? | ? | × | × | | | × | × |
| 1330 | Strandeng | = | = | ? | ? | – | – | | | – | – |

Tabel 3-4 Statusvurdering for kystnære habitatnaturtyper i de to biogeografiske regi-oner. Symbolerne i cirklerne er udviklingen, stigende (+), stabil (=), fal-dende (–), usikker (?) eller ukendt (×) (Fredshavn J. , et al., 2019).

**Legend:** FV Favourable XX Unknown U1 Unfavourable-Inadequate U2 Unfavourable-Bad

**Current selection**: 2013-2018, Coastal habitats, 1330 Atlantic salt meadows (Glauco-Puccinellietalia maritimae), Continental. Show all Coastal habitats

**Member States reports**

| MS | Range (km²) | | | | Area (km²) | | | | | | | | Structure and functions (km²) | | | | | Future prospects | | | | Overall assessment | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Surface | Status (% MS) | Trend | FRR | Min | Max | Best value | Type est. | Method | Status (% MS) | Trend | FRA | Good | Not good | Not known | Status | Trend | Range prosp. | Area prosp. | S & f prosp. | Status | Curr. CS | Curr. CS trend | Prev. CS | Prev. CS trend | Status Nat. of ch. | CS trend Nat. of ch. |
| DE | 16351 | 37.88 | = | 16351 | 40.08 | 51.11 | 45.59 | estimate | b | 15.77 | = | >> | 23.07 - 33.46 | 12.13 - 22.52 | N/A - 5.52 | U2 | = | good | bad | bad | U2 | U2 | = | U2 | - | noChange | method |
| DK | 16810 | 38.95 | = | ≈ | N/A | N/A | 227 | estimate | b | 78.53 | u | ≈ | 53.49 - 117.64 | 109.36 - 173.51 | N/A - N/A | U2 | - | good | good | bad | U2 | U2 | - | U2 | = | N/A | N/A |
| PL | 2300 | 5.33 | = | = | N/A | N/A | 3.45 | estimate | b | 1.19 | = | = | 1.22 - 1.63 | 1.83 - 2.24 | N/A - N/A | U2 | - | good | poor | poor | U1 | U2 | - | U2 | + | noChange | knowledge |
| SE | 7700 | 17.84 | = | ≈ | N/A | N/A | 13 | estimate | b | 4.50 | = | ≈ | 6.50 - 6.50 | 6.50 - 6.50 | N/A - N/A | U2 | = | good | good | bad | U2 | U2 | = | U2 | = | noChange | noChange |

**Current selection**: 2013-2018, Coastal habitats, 1330 Atlantic salt meadows (Glauco-Puccinellietalia maritimae), Atlantic. Show all Coastal habitats

**Member States reports**

| MS | Range (km²) | | | | Area (km²) | | | | | | | | Structure and functions (km²) | | | | | Future prospects | | | | Overall assessment | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Surface | Status (% MS) | Trend | FRR | Min | Max | Best value | Type est. | Method | Status (% MS) | Trend | FRA | Good | Not good | Not known | Status | Trend | Range prosp. | Area prosp. | S & f prosp. | Status | Curr. CS | Curr. CS trend | Prev. CS | Prev. CS trend | Status Nat. of ch. | CS trend Nat. of ch. |
| BE | 2900 | 2.11 | = | ≈ | 2.50 | 2.79 | 2.50 | estimate | a | 0.22 | - | >> | 1.04 - 1.61 | 0.89 - 1.46 | N/A - N/A | U2 | x | good | poor | poor | U1 | U2 | x | U2 | = | noChange | method |
| DE | 11002 | 8 | = | 11002 | 216.35 | 218.22 | 217.29 | estimate | a | 18.74 | + | 217.29 | 137.70 - 143.75 | 46.25 - 52.30 | 27 - 27 | U1 | x | good | good | poor | U1 | U1 | = | U1 | = | noChange | noChange |
| DK | 4390 | 3.19 | = | ≈ | N/A | N/A | 168 | estimate | b | 14.49 | u | ≈ | 72.46 - 126.09 | 41.91 - 95.54 | N/A - N/A | U1 | - | good | good | poor | U1 | U1 | - | U1 | = | N/A | N/A |
| ES | 8800 | 6.40 | = | ≈ | N/A | N/A | 22.68 | minimum | b | 1.96 | = | x | 4.81 - 6.31 | 1.53 - 3.04 | 14.84 - 16.34 | U1 | x | good | poor | unk | U1 | U1 | = | XX | N/A | knowledge | knowledge |
| FR | 20000 | 14.55 | = | ≈ | N/A | N/A | 275 | minimum | d | 23.72 | x | ≈ | 242 - 242 | 32 - 32 | 1 - 1 | U1 | - | unk | poor | poor | U1 | U1 | x | U1 | = | noChange | noChange |
| IE | 25900 | 18.84 | = | 25900 | N/A | N/A | 27.19 | estimate | a | 2.34 | - | > | 20.85 - 20.85 | 6.34 - 6.34 | N/A - N/A | U1 | = | good | poor | poor | U1 | U1 | - | U1 | = | noChange | method |
| NL | 8100 | 5.89 | = | ≈ | N/A | N/A | 108 | estimate | a | 9.31 | + | > | 14 - 82 | 25 - 93 | 1 - 1 | U1 | = | good | good | poor | U1 | U1 | + | U1 | = | noChange | genuine |
| PT | 1600 | 1.16 | = | ≈ | N/A | N/A | N/A | | d | 0 | - | ≈ | N/A - N/A | N/A - N/A | N/A - N/A | U1 | - | good | poor | poor | U1 | U1 | - | U1 | x | noChange | knowledge |
| UK | 54802.12 | 39.86 | = | 54802.12 | N/A | N/A | 338.94 | estimate | b | 29.23 | - | > | 76.12 - 76.52 | 120.75 - 120.86 | 135.01 - 148.50 | U2 | - | good | poor | bad | U2 | U2 | - | U2 | = | noChange | genuine |

Figur 3-14 Habitatvurderinger på EU biogeografisk niveau for perioden 2013-2018, som en del af habitatdirektivets Artikel 17 rapportering, viser de danske strandenges internationale vigtighed og bevaringsstatus. Øverst for den kontinentale, nederst for den atlantiske zone kilde: (Eionet, 2021).

### 3.3.6 NATURTILSTANDSKLASSER

Alle lysåbne habitatnaturtyper er i habitatområderne kortlagt og tilstandsvurderet efter en reproducerbare metode som muliggør en objektiv beregning af naturtilstanden på hvert enkelt areal. Læs mere om systemet i Faktaboks 1. Systemet er også udviklet til objektivt at beregne naturtilstand på §3-naturarealer. Det er dog kun en mindre del af §3-naturen, som er kortlagt efter denne metode, som både fagligt og tidsmæssigt er ret krævende. Det giver derfor ringe værdi at beregne tilstanden af tabt §3-natur på baggrund heraf.

## 3.4 YNGLEFUGLE I KYSTZONEN

Denne analyse har, som beskrevet i kapitel 4.2, også undersøgt havvandsstigningernes umiddelbare effekt på kendte ynglefugle (overvågningsdata) og kortlagte, velegnede levesteder (kortlægningsdata) for en række udvalgte, særligt truede fuglearter.

I Danmark er 297 arter/underarter af fugle blevet vurderet efter IUCN´s rødlistekriterier, 241 som ynglefugle, 138 arter som trækfugle og 83 arter som både yngle- og trækfugle. Af de vurderede ynglefugle er 58 % rødlistede (118 arter) mens 35 % af vurderede trækfugle er rødlistede (27 arter/underarter). Cirka 20 % af de rødlistede fugle er primært tilknyttet strandenge (Flensted & Sterup, 2021).

Vores analyse fokuserer imidlertid på de internationalt beskyttede fuglearter, dvs. arter, som er beskyttede i fuglebeskyttelsesdirektivet og i fuglebeskyttelsesområder. Fuglebeskyttelsesdirektivet forpligter EU's medlemslande til at bevare udvalgte fuglearter, der er karakteristiske, sjældne eller truede i EU. Medlemslandene, og dermed også Danmark, skal udpege fuglebeskyttelsesområder for at sikre væsentlige levesteder for fugle, der er sjældne, truede eller følsomme over for ændringer af levesteder - eller fugle, som regelmæssigt gæster Danmark for at fælde fjer, raste

under træk eller overvintre. Danmark har udpeget 124 fuglebeskyttelsesområder på baggrund Fuglebeskyttelsesdirektivets ca. 170 arter eller underarter. Af dem findes ca. 80 arter i Danmark.

Den danske artikel 12-rapport jf. fuglebeskyttelsesdirektivet blev, analogt med habitatdirektivets artikel 17 rapportering, sendt til EU-kommissionen i oktober 2019. Afrapporteringen af de internationalt beskyttede fuglearter er landsdækkende og omhandler i alt 226 arter. Alle regelmæssigt forekommende danske arter på fuglebeskyttelsesdirektivets lister, dvs. 45 ynglefuglearter og 46 overvintrende arter, er omfattet af NOVANA-overvågningen (Fredshavn, et al., 2019).

Vi har fokuseret på ynglefugle på strandenge ('engfugle'), som er internationalt beskyttede via fuglebeskyttelsesdirektivets bilag I. Det er altså fuglearter, som fremgår af udpegningsgrundlagene fra de kystnære Natura 2000-områder. Engfugle er en fællesbetegnelse for fugle, der lever på brakvandsenge og saltenge ved kysterne og på ferske enge i indlandet. I dag yngler mange engfuglearter, f.eks. engryle, brushane, stor kobbersneppe og rødben, i Danmark dog primært på brak- og strandenge, hvor de tidligere også fandtes på de dengang vidt udstrakte ferske enge.

Som eksempler på særligt sårbare ynglefugle beskriver vi i det følgende udvalgte arter: Engryle, brushane, klyde, splitterne og rørhøg. Disse arter kan betragtes som indikatorer for den forventede generelle udvikling. Tab af disse arters levesteder vil dermed også betyde et tab af yngle-, fouragerings- og rasteområder for andre eng- og kyst- og rørskovsfugle.

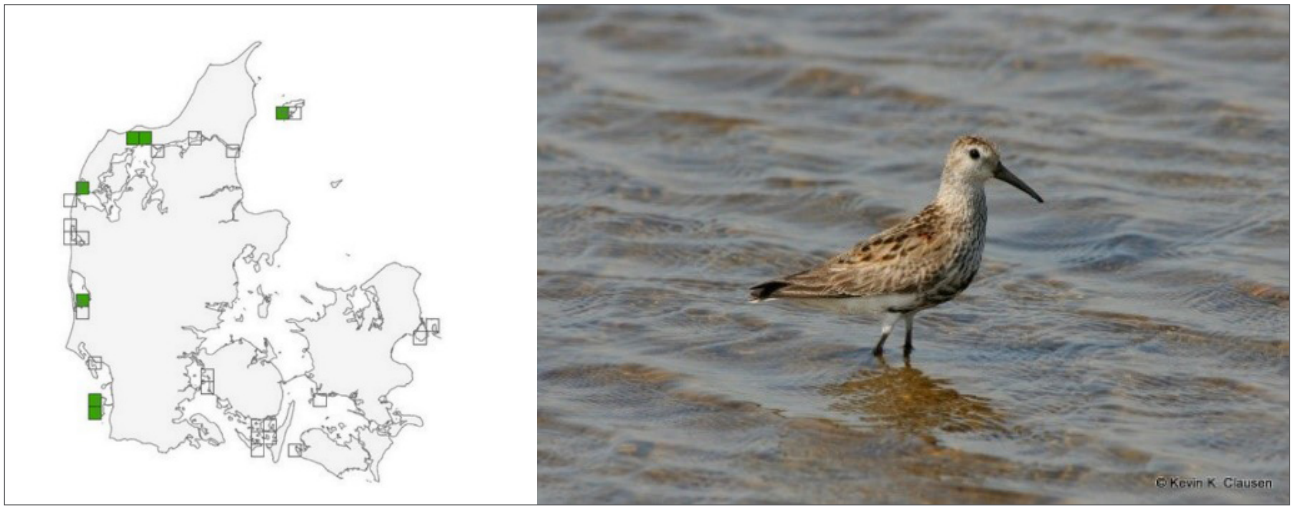
### 3.4.1 ENGRYLE (CALIDRIS ALPINA SCHINZII)

Engrylen er en delbestand af almindelig ryle og tilhører den biogeografiske bestand kaldet "Baltisk ryle" eller den danske ryle (Thorup, 2004), der yngler i det nordlige og vestlige Jylland samt i Østersøregionen og nordvest-Tyskland (Asbirk & Pitter, 2005; Aalborg Kommune, 2009).

Engrylen lever på kortgræssede strandenge med en naturlig struktur, inkluderende vandfyldte og fugtige lavninger, hvor der er mulighed for at søge føde (Thorup, 2003). Yngleområderne udgøres primært af fugtige, kortgræssede strandenge og ferske enge, hvor saltholdigheden ikke overstiger 4 ‰ - omend det enkelte steder angives, at arten kan tåle op til 10 ‰ salt i strandengens loer og pander (Asbirk & Pitter, 2005).

Engryle er anført på den danske rødliste som moderat truet og samtidig er arten angivet som dansk ansvarsart (Pihl, Clausen, Laursen, Madsen, & Bregnballe, 2003; Wind & Pihl, 2004). Den nationale bevaringsstatus for bestanden af ynglende engryle betragtes som værende ugunstig-aftagende (Eskildsen & Vikstrøm, 2010).

Bestanden af ynglende engryle er gået voldsomt tilbage i løbet af de seneste årtier. HELCOM angiver, at 170-180 par yngler i Danmark, mens NOVANA og DOF-data viser 133-153 ynglepar fordelt på 15 lokaliteter i Danmark i 2010. Den gradvise tilbagegang i antallet af ynglelokaliteter ses på Figur 3-17.




Figur 3-16 Monitering af ynglende engryle i Miljøstyrelsens NOVANA-overvågning 2018, hvor arten er eftersøgt i de fuglebeskyttelsesområder, hvor den er på udpegningsgrundlaget. Grøn firkant angiver UTM-kvadrat med sikre og sandsynlige fund, og åben firkant angiver undersøgt UTM uden eller med muligt fund (Holm, et al., 2021). Foto: Kevin Kuhlman Klausen.

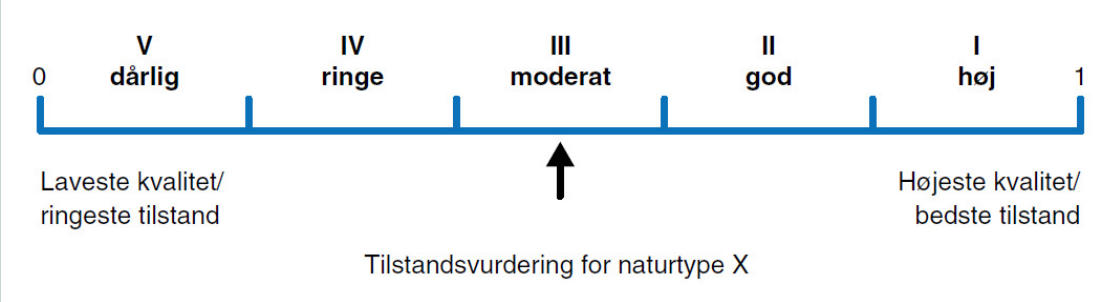
# FAKTABOKS 1. SYSTEM TIL VURDERING AF NATURTILSTAND

I 2009 blev der udarbejdet et system til vurdering af naturtilstand på arealer omfattet af hhv. Natura 2000 og naturbeskyttelsesloven. Systemets udvikling er blevet tæt fulgt, kommenteret og godkendt af både relevante erhverv og organisationer.

Systemets vurdering eller beregning inddeler naturtyperne i 5 tilstandsklasser, hvor I (høj) er bedst og V (dårlig) er værst. Der beregnes både et artsindeks, baseret på indholdet af plantearter i en cirkel med radius på 5 m, og et strukturindeks, baseret på vegetationshøjden, opvækst af vedplanter, drift og pleje, forekomst af drængrøfter m.m. Både artsindekset og strukturindekset har værdier mellem 0 og 1 på referenceskalaen, hvor 1 er den bedste naturtilstand, og 0 er den dårligste.

Strukturindeks og artsindeks vægtes sammen til et samlet naturtilstandsindeks, der beskriver naturtypens samlede naturtilstand på arealet.

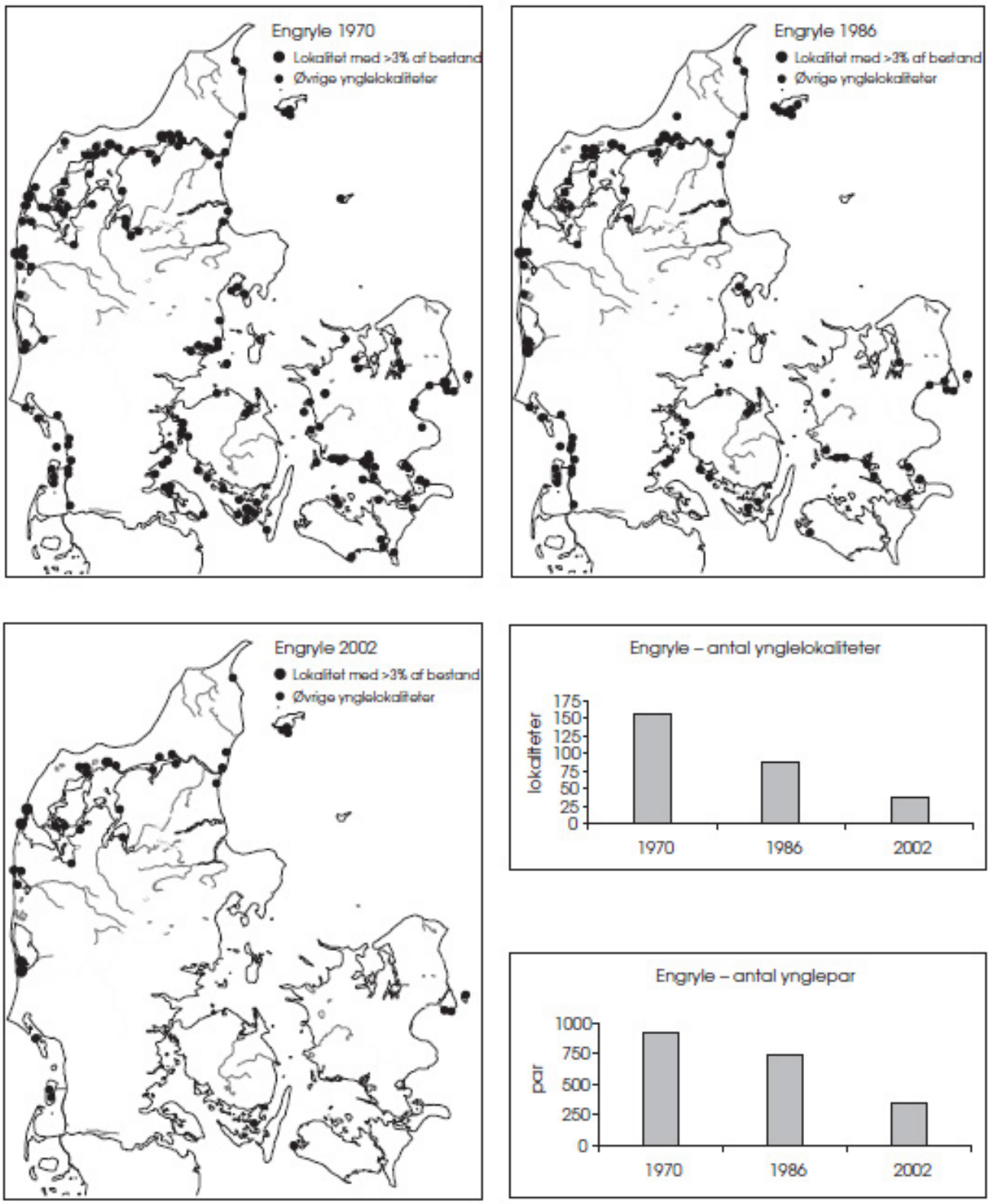
Data indsamlet efter den reproducerbare metode kan indtastes i en database, som så objektivt beregner et artsindeks, et strukturindeks og et samlet naturtilstandsindeks.



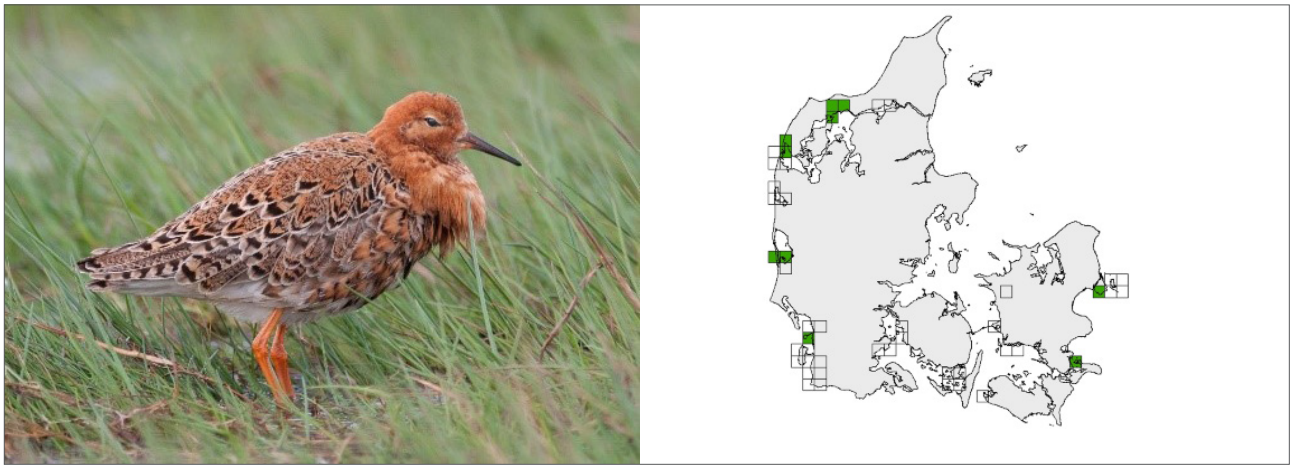

Figur 3-15 Illustration af de fem tilstandsklassers placering på en skala fra 0 til 1. Klasserne er lige stor og beregning af naturtilstanden for et givet areal placerer arealets naturtilstand på skalaen. I det viste eksempel er beregnet et naturtilstandsindeks på 0,49, dvs. arealet falder i tilstandsklasse III, der svarer til 'moderat' (Fredshavn, Nygaard, & Ejrnæs, 2009).

Den generelle definition af moderat naturtilstand er således: "Værdierne for de biologiske kvalitetselementer for den pågældende naturtype afviger i moderat grad fra, hvad der normalt gælder for denne naturtype under uberørte forhold. Værdierne viser middelstore tegn på forandringer som følge af menneskelig aktivitet og er betydeligt mere forstyrrede end under forhold med god tilstand".

Tilsvarende beskrives ringe naturtilstand således: "Naturområder der viser tegn på større ændringer i værdierne for de biologiske kvalitetselementer for den pågældende naturtype, og hvori de relevante biologiske samfund afviger væsentligt fra, hvad der normalt gælder for den pågældende naturtype under uberørte forhold" (efter DMU, 2009).




Figur 3-17 Tilbagegang i udbredelsen af engryle 1970 – 2002 (Thorup, 2003). I 1970 var bestanden af engryle spredt ud over de fleste kyster i Danmark. I 2002 var bestanden koncentreret langs vestkysten af Jylland samt enkelte lokaliteter på Østsjælland, Lolland-Falster og Sydfyn.

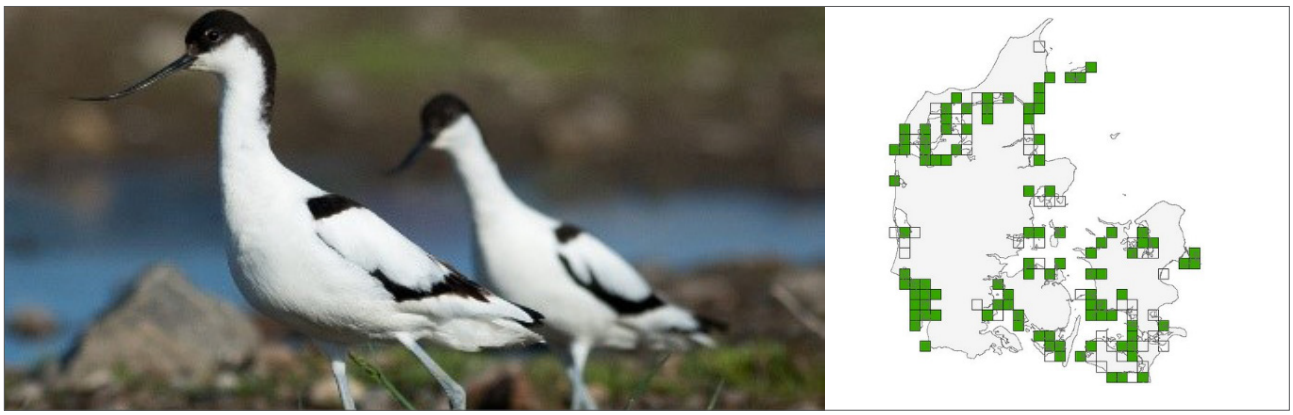


Figur 3-18 Overvågning af ynglende brushane i Danmark, NOVANA 2014. Grøn firkant angiver UTM-kvadrat med sikre og sandsynlige fund, og åben firkant angiver undersøgt UTM uden eller med muligt fund (Novana - Brushane, 2021).

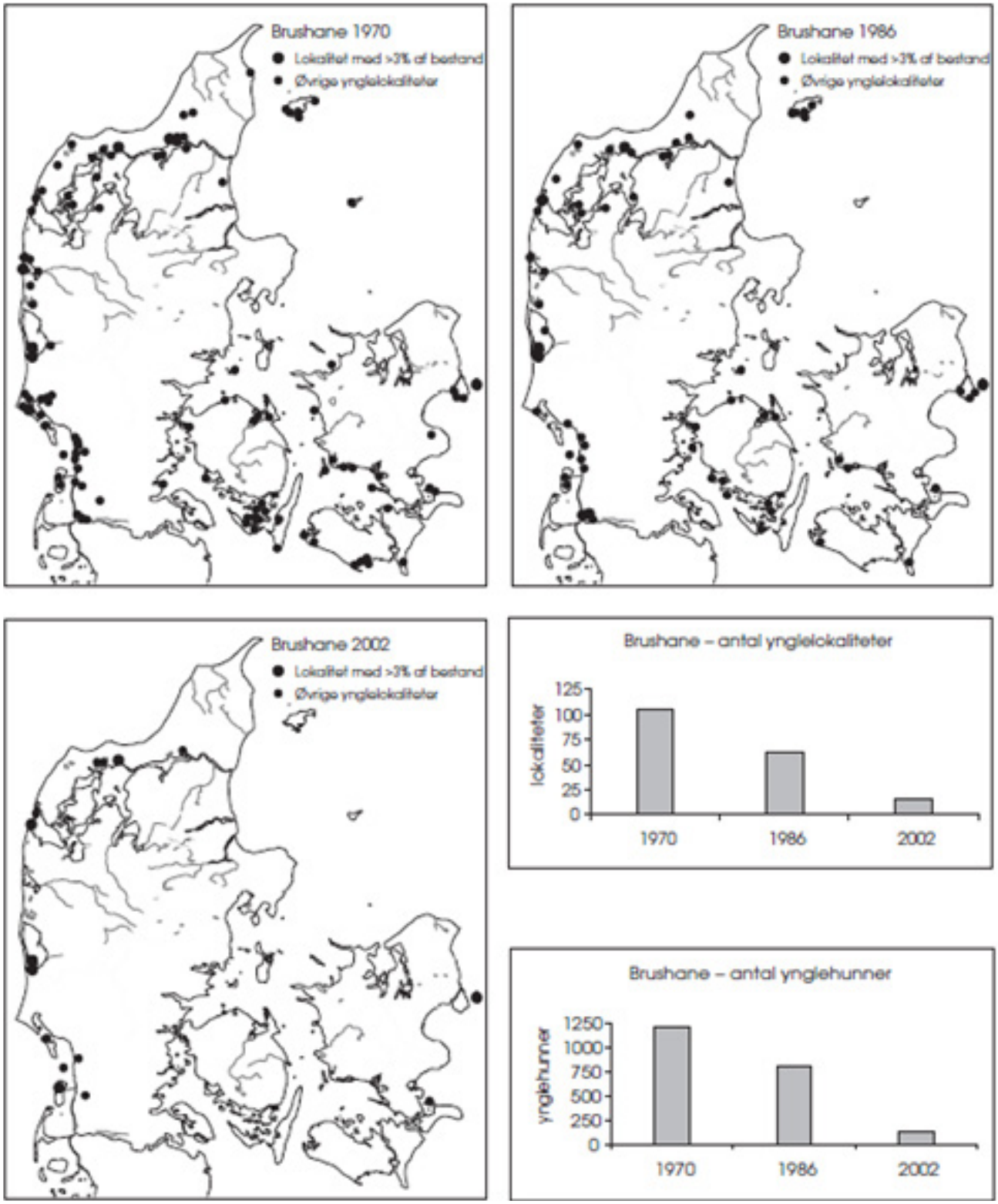
## 3.4.2 BRUSHANE (CALIDRIS PUGNAX)

I Danmark var brushane tidligere en almindeligt forekommende ynglefugl, men den er i dag sjælden. Artens foretrukne yngleområder omfatter fugtige, flade, kortgræssede brakvandsenge og strandenge med varierende saltvandspåvirkning og plantesamfund samt moser (Asbirk & Pitter, 2005). Brushanen er meget sårbar overfor salt, så ynglevilkårene forringes, når saliniteten på ynglepladserne overstiger 4-5 ‰ (Asbirk & Pitter, 2005). Hannerne samles om foråret på specielle spillepladser for at tiltrække hunnerne, og disse spillepladser er ofte de samme år efter år. Hunnerne bygger rederne i skjult vegetation og udruger æggene alene. Antallet af egnede yngle- og levesteder er gennem de seneste 100 år faldet betragteligt, og bestanden koncentreres på stadig færre og større lokaliteter. Brushanen overvintrer primært i tropisk Afrika samt et mindre antal i Middelhavsområdet og afgrænsede kystområder i Vesteuropa (DOFbasen, 2014).

Brushane er anført på den danske rødliste som sårbar (Pihl, Clausen, Laursen, Madsen, & Bregnballe, 2003), og bevaringsstatus på nationalt plan for brushane er kategoriseret som ugunstig-aftagende. Bestanden af Brushane er siden 1960-erne blevet stærkt reduceret, og flere steder er er arten helt forsvundet som ynglefugl (Pihl, Clausen, Laursen, Madsen, & Bregnballe, 2003; Thorup, Truede engfugle, 2003). Årsagerne vurderes at være effektivisering af landbruget, herunder opdyrkning og afvanding af egnede levesteder, stigende anvendelse af insekticider og gødskning. Desuden har manglende græsning af engområder reduceret arealet af brushanens foretrukne yngleområder (Pihl, Clausen, Laursen, Madsen, & Bregnballe, 2003). I 2016 blev der under NOVANA-overvågning registreret 59 par, hvor der i 2014 blev registret 48 ynglefund. Samlet set er antal ynglepar per lokalitet nedadgående (Novana - Brushane, 2021). Udvikling i udbredelse og forekomsten af ynglepar ses på Figur 3-19.



Figur 3-20 Overvågning af ynglende klyde i Danmark, NOVANA 2019. Grøn firkant angiver UTM-kvadrat med sikre og sandsynlige ynglefund. Åben firkant angiver undersøgt UTM-kvadrat uden eller med kun muligt ynglefund (Novana - Klyde, 2021). Foto: COWI/Per Hallum.




Figur 3-19 Illustration af tilbagegangen i antallet af ynglelokaliteter og –par af brushane i perioden 1970-2002 (Thorup, 2003). I 1970 var bestanden af brushane spredt langs kysterne i hele Danmark. I 2002 er bestanden koncentreret langs vestkysten af Jylland samt enkelte steder på Østsjælland.

Figur 3-21 Overvågning af ynglende splitterne i Danmark, NOVANA 2019. Grøn firkant angiver UTM-kvadrat med sikre og sandsynlige fund, og åben firkant angiver undersøgt UTM-kvadrat uden eller med kun muligt fund (Novana - Splitterne, 2021). Foto: Per Hallum/COWI.

## 6.12.2 KLYDE (RECURVIROSTRA AVOSETTA)

Klyden yngler langs kysten på småøer eller strandenge i spredte små kolonier i hele Danmark. Næsten halvdelen af bestanden er koncentreret omkring syv lokaliteter ved vadehavet, de vestjyske fjorde samt på Saltholm og Læsø (Naturbasen, 2021; DOFbasen, 2021).

Gennem de seneste årtier er klydens ynglebestand gået tilbage. Ved NOVANA overvågningen i perioden fra 2009 til 2017 er bestanden registreret til at være under det halve af bestandstørrelsen i 1990 og vurderet til at omfatte 1699-1871 par (Novana - Klyde, 2021). Dog blev der ved NOVANA-overvågningen i 2019 optalt 2140 par, og arten vurderes at være gået frem de seneste år som ynglefugl (Novana - Klyde, 2021). Over de seneste årtier er der dog ikke registreret væsentlige ændringer af klydens yngleudbredelse, men i Nord- og Vestjylland samt Sydjylland er der registreret markant tilbagegang siden 1990, hvor der i Limfjorden er der konstateret fremgang (Novana - Klyde, 2021). Klyden er anført på den danske rødliste som værende sårbar, og samtidig er arten angivet som dansk ansvarsart (Pihl, Clausen, Laursen, Madsen, & Bregnballe, 2003; Wind & Pihl, 2004).

Arten yngler nær lavvandede områder, hvor der forekommer slikvade. På holme og kortgræssede strandenge anlægges kolonien gerne svært tilgængeligt for ræve. Indlandskolonier befinder sig ved lavvandede søbredder, hvor der er sparsom vegetation, og kolonier kan også findes i kunstig anlagte søer (Novana - Klyde, 2021). Uden for yngletiden befinder klyden sig ved tidevandsområder med vadeflader, som mere eller mindre tørlægges ved lavvande (Novana - Klyde, 2021).

## 6.12.3 SPLITTERNE (STERNA SANDVICENSIS)

Splitterne yngler spredt i hele landet på øer og holme, som er fri for rovpattedyr. Dog er arten kun fordelt på 10-15 lokaliteter, og der er ikke registreret ynglende splitterner på Bornholm (Novana - Splitterne, 2021; DOFbasen, 2021). Størstedelen af ynglebestanden findes på den jyske vestkyst og i Kattegat samt Storebælt. Her er bestanden normalt koncentreret i få meget store kolonier (Novana - Splitterne, 2021).

YYnglebestanden af splitterne vurderes at være gået tilbage. I perioden 2006 til 2009 blev der ved NOVANA-overvågning registreret 6020 og 5540 ynglepar, hvor der i efterfølgende år 2012, 2015, og i den seneste optælling i 2019, kun blev

Figur 3-22 Overvågning af ynglende rørhøg i Danmark, NOVANA 2017. Grøn firkant angiver UTM-kvadrat med sikre og sandsynlige fund, og åben firkant angiver undersøgt UTM uden eller med muligt fund (Novana - Rørhøg, 2021). Foto af flyvende rørhøg: Per Hallum/COWI.

Figur 3-23 Mange andre arter af ynglefugle er tilknyttet strandengene og er i tilbagegang i Danmark. Det gælder f.eks. stor kobbersneppe, rødben og havterne. (Fotos Per Hallum/COWI).

registreret mellem 3000 og 4000 ynglende par (Novana - Splitterne, 2021). Derudover har den geografiske fordeling af splitterne bestande ændret sig, hvor man igennem de seneste 20 år har registreret, at arten som ynglefugl stort set er forsvundet fra Vadehavet og Ringkøbing Fjord, hvor man tidligere har registreret store kolonier af ynglende splitterne (Novana - Splitterne, 2021).

Splitterne yngler ofte på små ubeboede øer, hvor vegetationen er lav. Derudover yngler de gerne i nærheden af kolonier af hættemåger, da hættemåger har en beskyttende funktion overfor prædatorer i form af deres aggressive adfærd (Pihl, Clausen, Laursen, Madsen, & Bregnballe, 2003).

### 3.4.3 RØRHØG (CIRCUS AERUGINOSUS)

Rørhøg betragtes som almindelig i den sydlige og østlige del af landet, men er mindre talrig i Jylland end på Øerne og synes at mangle i store dele af det centrale Jylland (Novana – Rørhøg, 2021).

Tilbage i 1800-tallet var arten almindelig i hele Danmark, men den blev drastisk reduceret af jagt og var tæt på udryddelse før yngletidsfredningen i 1922. I 1950'erne og 1960'erne var der endnu nedgang i bestanden grundet afvanding af vådområder og brugen af miljøgifte. En totalfredning i 1967 betød fremgang i bestanden (DOFbasen – Rørhøg, 2021). Ynglebestanden og udbredelsen af arten har over de sidste 20 år været stigende, og i dag er antallet af ynglende par stabiliseret til omkring 650 par (Novana – Rørhøg, 2021; Naturbasen – Rørhøg, 2021).

Rørhøgen yngler ved moser og søer, tørvegrave, lavvandede kyster og fjorde, hvor rørskovsbevoksning er udbredt. Fødesøgningen sker ofte over enge, marker og græsarealer (Novana – Rørhøg, 2021; Naturbasen – Rørhøg, 2021).

## 3.5 TRÆKFUGLE

Danmarks kystnære områder og ikke mindst strandenge og ålegræsbede er raste- og fourageringsområder for millioner af trækfugle som vadefugle, gæs og ænder. Mange af disse arter er også på udpegningsgrundlaget for fuglebeskyttelsesområderne, og bestandenes fortsatte overlevelse afhænger af sikring af arternes kontinuerte forekomst samt størrelse og kvalitet af levesteder på strandenge. Det drejer sig om arter som f.eks. hjejle, almindelig ryle, kortnæbbet gås m.fl.

Trækfuglene er ikke så stærkt knyttet til afgrænsede områder som ynglefuglene, og det er vanskeligere at undersøge påvirkningen af havvandstandsstigningerne. Som eksempel på en trækfugl, som er stærkt tilknyttet strandengene (og ålegræsbede i de lavvandede kystområder), beskrives nedenfor lysbuget knortegås. Dette kan give et vist indblik i betydningen af strandenge for sjældne og truede trækfugle.

Figur 3-24 Strandeng ved Nissum Fjord med rastende kortnæbbet gås og bramgås (Foto: Torben Ebbensgaard)

Figur 3-25 Lysbuget knortegås Branta bernicla hrota. Fotograf Kevin Kuhlmann Clausen.

## 3.5.1 LYSBUGET KNORTEGÅS (BRANTA BERNICLA HROTA)

### Bestande

Bestanden af lysbuget knortegås blev i 1996 på verdensplan estimeret til 125.000 individer (Madsen, Reed, & Andrew, 1996). Den østatlantiske bestand af lysbuget knortegås, der forekommer i Danmark om efteråret og foråret, tæller ca. 7600 individer og er en af de mindste gåsebestande i verden (Fox, et al., 2010).

I begyndelsen af det tyvende århundrede talte den østatlantiske flyway-bestand af lysbuget knortegås formentlig > 50.000 individer. Et kollaps, som man ikke helt kender årsagen til, omkring 1940-1950 reducerede bestanden til ca. 4.000 individer i midten af 1950-erne. Et efterfølgende fald resulterede i, at bestanden i slutningen af 1960-erne kun talte 1600-2000 individer. Denne store reduktion i bestanden kan være forårsaget af et samspil mellem flere forskellige faktorer: fald i mængden af tilgængeligt ålegræs (Zostera marina) på efterårs- og vinterrastepladserne, intensiv indsamling af dun og æg på ynglepladserne på Svalbard samt intensiv jagt på overvintringsområderne i Danmark og England. Forskellige tiltag blev taget for at beskytte bestanden mod at uddø: forbud mod indsamling af æg og dun på ynglepladserne, forsøg på reetablering af ålegræsbede og jagtforbud på overvintringspladserne i England i 1954 og i Danmark i 1972 (Clausen, Madsen, O'Connor, & Anderson, 1998). Bestanden er trods disse tiltag stadig truet (Denny, et al., 2004), og den er i dag fredet og omfattet af hhv. fuglebeskyttelsesdirektivets artikel 4 stk. 2 (regelmæssigt tilbagevendende trækfuglearter i antal af international eller national betydning), Bonn-konventionens liste II og Bern-konventionen liste III (Naturstyrelsen, 2014).

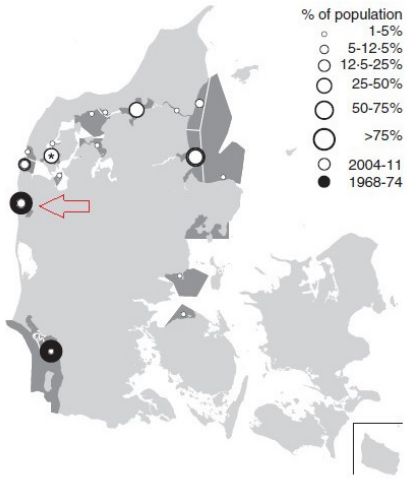
Den nationale og hermed globale bevaringsstatus for den østatlantiske bestand af lysbuget knortegås anses i dag som værende ugunstig-stigende (Fuglebeskyttelse, 2014) trods bestandens vækst/stilstand de seneste 40 år. Dette skyldes bestandens aktuelle størrelse. Det kan ikke med sikkerhed afvises, at bestanden ikke igen vil kunne falde under et niveau på 2000 individer indenfor de næste 100 år (Pihl, Clausen, Laursen, Madsen, & Bregnballe, 2003). På den globale rødliste er arten vurderet som værende ikke truet (LC), mens den er anført som national ansvarsart (AT). Nationale ansvarsarter er arter, for hvilke Danmark på et eller andet tidspunkt i artens livscyklus rummer en så stor del af Jordens totale bestand, at vi har et særligt nationalt ansvar for artens beskyttelse. Danmark huser i overvintringsperioden 50-75 % af verdensbestanden og om foråret inden forårstrækket hele verdensbestanden (Stolze & Pihl, 1998; Fuglebeskyttelse, 2014).

Der forekommer ikke andre delbestande af lysbuget knortegås i umiddelbar nærhed af den østatlantiske flywaybestand, hvorfor en stigning i antallet af rastende individer kun kan ske, hvis hele bestandsstørrelsen øges. Dette kræver, at arealudbredelsen af egnede overvintringsområder herunder flere eller større områder med tilgængeligt ålegræs og/eller strandenge i Danmark øges, da individerne herved minimerer risikoen for at være energibegrænset ved ankomsten til ynglepladserne, hvormed ynglesuccessen forbedres.

## Levesteder

Lysbuget knortegås yngler på Svalbard og i Nordøstgrønland og overvintrer primært i Danmark og i Lindisfarne i det nordøstlige England (Clausen & Bustnes, 1998). Vadehavet og Mariager Fjord i Kattegat var tidligere de vigtigste rasteområder for lysbuget knortegås om efteråret (Denny, et al., 2004). Klimatiske ændringer og ændring i mængden af tilgængelig føde, særligt ålegræs, formodes at have haft indflydelse på trækmønstret således, at gæssene nu ankommer til Lindisfarne tidligere. Altså anvendes Vadehavet samt Mariager Fjord i mindre grad som rasteområde om efteråret (Clausen & Fischer, 1994). Områderne omkring Agerø anvendes fra 1980-erne og indtil nu i stigende grad som efterårsraste-, overvintrings- og forårsrasteplads (Figur 3-26). Dette kan skyldes, at mængden af ålegræs er større her, hvorfor knortegæssene kan fouragere i længere tid på ålegræsbede, inden de er nødsaget til at rykke op på de mindre energifavorable strandenge eller marker med efter- og forårsafgrøder.

Overvintringsområderne i Danmark udgøres hovedsageligt af få lokaliteter i Nordvest-, Nord- og Nordøstjylland samt i den nordlige del af Vadehavet (Pihl, Clausen, Laursen, Madsen, & Bregnballe, 2003) med udbredte ålegræsbede i lavvandede fjordområder samt strandenge. Undersøgelser viser, at den lysbugede knortegås' fødevalg afhænger af tidevandet. Ved højvande er ålegræsset ikke tilgængeligt, og knortegæssene flytter derfor op på strandengene for at søge føde. Om efteråret og vinteren fouragerer de primært på strand-annelgræs (Puccinellia maritima), rød-svingel (Festuca rubra), harril (Juncus gerardii) og strandasters (Aster tripolium), mens de ved skiftet til forår i stigende grad fouragerer på blade af strand-trehage (Triglochin maritima) og strandvejbred (Plantago maritima) (Clausen P. , 1998; Prop & Deerenberg, 1991).




Figur 3-26 Ændringer i udbredelsen af overvintrende lysbuget knortegås fra 1960 til 2011. Cirklerne angiver andelen af den totale flyway-bestand i gennemsnit i perioden 1968-1974 (de lukkede cirkler estimater på bestanden med 1950 individer) og perioden 2004-2011 (de åbne cirkler estimerede på bestanden med 7600 individer). Cirklen med stjerne angiver et for nyligt særligt vigtigt område, Boddum, for lysbuget knortegås (Clausen, Stjernholm, & Clausen, 2013).

## Biologi

Knortegåsen er den mindste af de almindeligt forekommende gåseslægter i Danmark. Den er buttet og mørk med en sort hals, der har en karakteristisk

hvid halsplet. Der er tre underarter af knortegås hhv. mørkbuget, sortbuget og lysbuget. Den lysbugede knortegås fra den østatlantiske flyway-bestand, som er den relevante i dette projekt, flyver til Danmark om vinteren og er på nuværende tidspunkt kategoriseret som truet (Denny, et al., 2004). Den østatlantiske flyway-bestand navngiver det trækvejssystem, som de lysbugede knortegæs i Danmark benytter mellem overvintringsområderne i Danmark og ynglepladserne på Svalbard og i Nordøstgrønland og tilbage igen enten direkte eller via Lindisfarne. Der findes også lysbugede knortegæs, som ikke anvender denne flyway, eksempelvis den østcanadiske højarktiske lysbuget knortegås, som overvintrer i Irland, raster i Island, hvorfra den flyver via Grønland til yngleområderne i Canada og tilbage til overvintringsområderne i Irland (Robinson, et al., 2004).

På nuværende tidspunkt anvender 50-75 % af den globale bestand af de østatlantiske lysbugede knortegæs Danmark som overvintrings- og rasteområde en del af efteråret og vinteren, mens resten af bestanden forefindes i Lindisfarne. I hårde vintre flyver overvintrende individer i Danmark ofte videre til Lindisfarne. Dog er der i starten af 2000-erne observeret ca. 500 individer på områderne ved Nibe og Gjøl, som anvender områderne i hele perioden fra september til maj. Hele verdensbestanden er i Danmark i april og maj inden forårstrækket til yngleområderne ultimo maj, hvilket tydeliggør Danmarks internationale ansvar for arten (Denny, et al., 2004).

## Adfærd

Lysbuget knortegås ankommer til overvintringsstederne i Danmark i slutningen af september og starten af oktober (DOFbasen, 2014). I takt med at mængden af ålegræs bliver mindre, flytter gæssene op på strandengene for at søge føde. I kolde og lange vintre bliver mængden af føden for lav, og gæssene trækker videre til Lindisfarne (Madsen J. , 1984). Under sådanne hændelser vender de først tilbage til rastepladserne i Danmark i begyndelsen af april. Her bliver de, indtil de flyver afsted på sommertrækket mod Svalbard og Nordøstgrønland ultimo maj (Clausen & Fischer, 1994). Trækket til ynglepladserne tilbagelægges non-stop (Clausen, Green, & Alerstam, 2003), formentlig fordi der ikke forekommer egnede rasteområder på strækningen. En optimal kondition optankning, hvor individet hverken har for meget eller for lidt energi med, er derfor essentiel for, at knortegåsen kan nå hele vejen til ynglepladserne og derefter gennemføre æglægningen (Engel, Biebach, & Visser, 2006).

Lysbuget knortegås' primære fødekilde på overvintringsstederne i Danmark er ålegræs og havgræs. Når mængden af ålegræs i de lavvandede fjordområder og blomsterplanterne og makroalgerne på de tørlagte mudderflader bliver utilstrækkelige sidst på vinteren, søger arten i stedet føde på strandengene (Pihl, Clausen, Laursen, Madsen, & Bregnballe, 2003). Sidst i 1990-erne observeredes i stigende grad i tillæg til fourageringen på strandengene også fouragerende knortegæs på

vinterafgrøder (hvede og byg) samt nysåede kornmarker (vårbyg) (Pihl, Clausen, Laursen, Madsen, & Bregnballe, 2003). Ved fouragering på strandenge og kornmarker opnås en lavere energidepotopbygning end ved fouragering på ålegræs. Det skyldes, at gæssene her bruger forholdsvist mindre tid på at fouragere og mere tid på at flyve og være agtpågivende (Clausen P. , 1998). Desuden øges risikoen for prædation ved fouragering nær tilgroede områder. Altså bliver det vanskeligere for gæssene at opnå et optimalt energidepot.

## 3.6 BILAG II- OG IV-ARTER

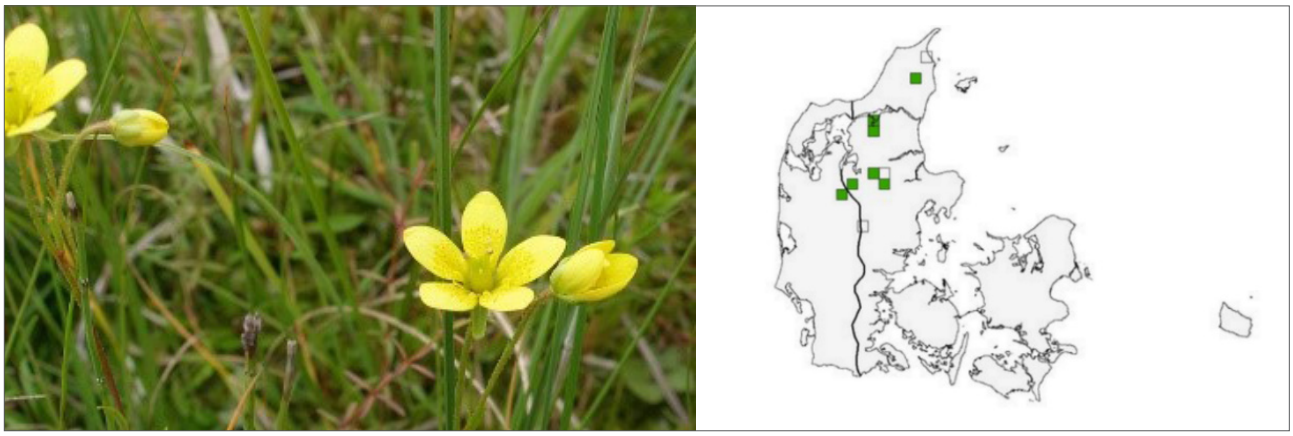
En række truede, sjældne eller karakteristiske danske dyre- og plantearter er beskyttede via Habitatdirektivet. En række af disse, kaldet Bilag II-arter, da de fremgår af direktivets bilag 2, er som habitatnaturtyperne beskyttet ved udpegning af Natura 2000-områder, med deres vigtigste levesteder.

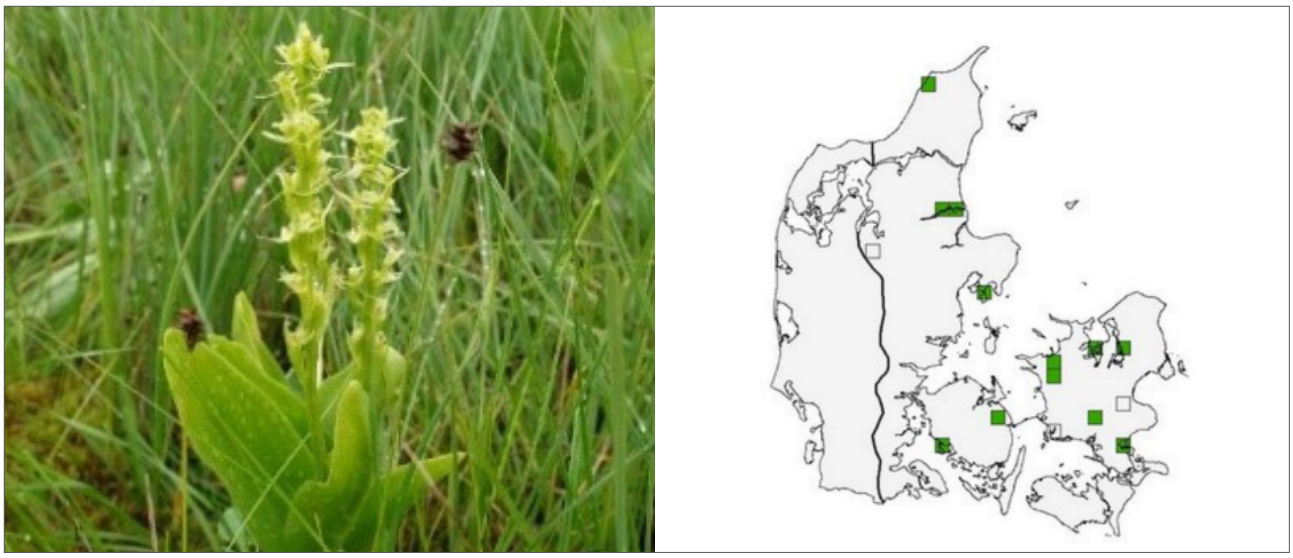
Andre arter kaldet Bilag IV-arter, fordi de står opført på Habitatdirektivets bilag IV, betragtes som arter, der er særligt sårbare og truede, og derfor er strengt beskyttede i hele deres udbredelsesområde, også udenfor Natura 2000-områderne.

### 3.6.1 BILAG II-PLANTEARTER

Nogle af landets mest sjældne planter og mosser er indikatorer for særlig god natur med lang kontinuitet, og de optræder på Habitatdirektivets bilag II og IV. Der er således særlige internationale forpligtelser til at sikre arternes bestande og levesteder. Listen med bilag II- og IV-plantearter omfatter fruesko (Cypripedium calceoulus), mygblomst (Liparis loeselii), gul stenbræk (Saxifraga hirculus), krybende sumpskærm (Helosciadium repens/Apium repens), enkelt månerude (Botrychium simplex ) samt vandplanterne vandranke (Luronium natans) og liden najade (Najas flexilis).

Figur 3- Forekomst og udbredelse i UTM-kvadrater på 10x10 km ved overvågningen af gul stenbræk i 2019. Grøn og grå firkant angiver undersøgte UTM-kvadrater med og uden registrering af arten. Grænsen mellem den atlantiske og den kontinentale region er markeret med sort streg (Kjær, et al., 2021). Foto: Torben Ebbensgaard/COWI.





Figur 3-27 Forekomst og udbredelse i UTM-kvadrater på 10x10 km ved overvågningen af mygblomst i 2019. Grøn og grå firkant angiver undersøgte UTM-kvadrater med og uden registrering af arten. Grænsen mellem den atlantiske og den kontinentale region er markeret med sort streg (Kjær, et al., 2021). Foto: Torben Ebbensgaard/COWI.

## 3.6.2 GUL STENBRÆK (SAXIFRAGA HIRCULUS)

Gul stenbræk har tre udbredelsesområder, som alle er lokaliseret i Jylland øst for israndslinjen. De største bestande findes omkring Viborg (Søgaard, et al., 2013) (Søgaard, et al., 2013). Bevaringsstatus for arten vurderes at være stærkt ugunstig (Fredshavn, et al., 2014) (Fredshavn, et al., 2014).

Levestederne findes i lysåbne vældmoser, hvor vandet er ensvarmt året rundt (Pitter, Asbirk, & Ovesen, 2000). Planten vokser bedst, hvor vandspejlet er 8-14 cm under jordoverfladen, men den tolererer ikke oversvømmelse, da dens rødder kræver god iltilførsel (Vittoz, Wyss, & Gobat, 2006). Frøene spredes oftest kun over meget korte afstande, dvs. mindre end 1 meter. Gul stenbræk blomstrer i august-september.

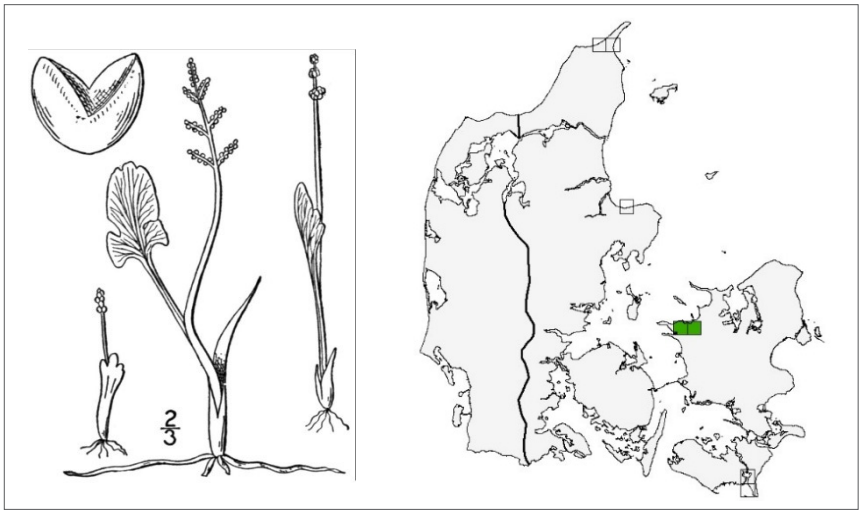
## 3.6.3 MYGBLOMST (LIPARIS LOESELII)

Mygblomst har seks udbredelsesområder i Danmark. Tre ligger i det østlige Jylland, et på Fyn og to på Sjælland (Søgaard, et al., 2013). Bevaringsstatus vurderes som moderat ugunstig (Fredshavn, et al., 2014).

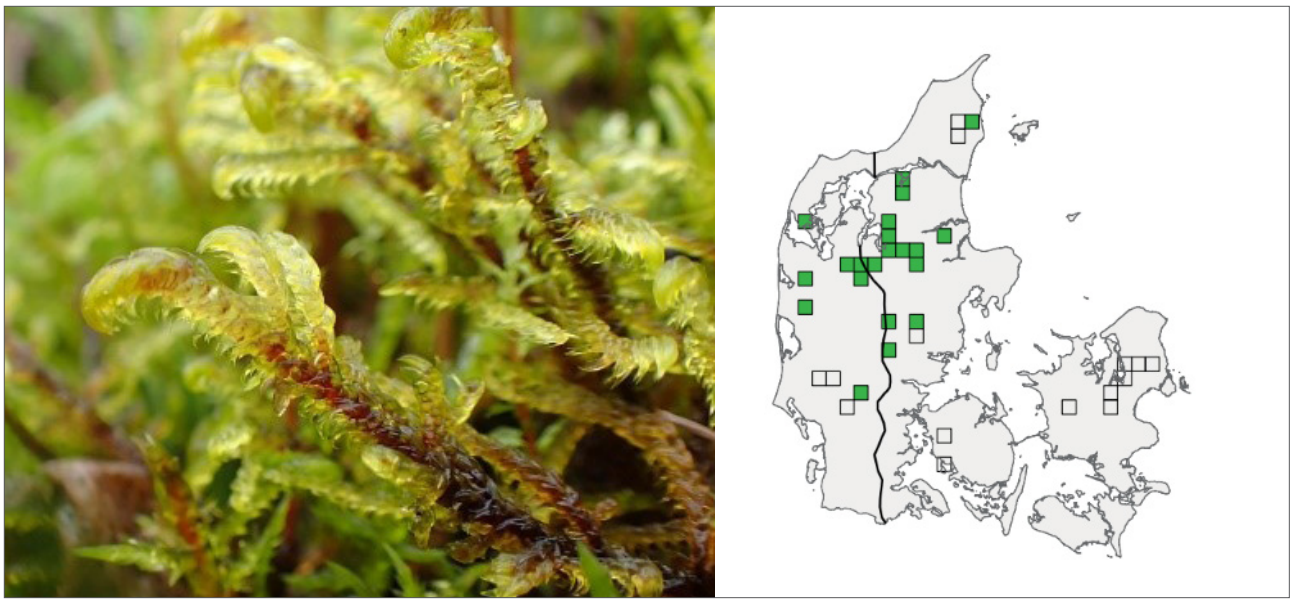
Mygblomst findes i Danmark i kalkrige, vældpåvirkede klitlavninger nær kysterne og i moser, kær og væld med høj pH. Mygblomst blomstrer i juni-juli. Blomsterne er som udgangspunkt egnet til fremmedbestøvning, men under udviklingen visner adskillelsen mellem griffel og pollensække, sådan at pollensækkene bøjes mod griflen, hvilket medfører selvbestøvning (Søgaard, et al., 2013).

## 3.6.4 ENKELT MÅNERUDE (BOTRYCHIUM SIMPLEX)

Enkelt månerude er meget sjælden og er ved seneste NOVANA-registrering i 2016 kun fundet på enkelte lokaliteter på Sjælland, med to bestande ved Saltbæk Vig og en bestand ved Eskebjerg Vesterlyng. Enkelt månerude kendes fra sandet jordbund som strandenge og overdrev, hvor plantesamfundet er lavtvoksende og lysåbent (Miljøstyrelsen, 2021). Arten har tidligere været udbredt på syv lokaliteter i Danmark, herunder Jylland, Sjælland og Falster. Bevaringsstatus for arten vurderes som stærkt ugunstig (Fredshavn, et al., 2014).



Figur 3- Enkelt månerudes forekomst og udbredelse i kvadrater på 10x10 km ved overvågningen i 2016. Grøn firkant angiver kvadrat med registrering af arten, og tom firkant angiver undersøgt kvadrat uden fund (tidligere levesteder). Grænsen mellem den atlantiske og den kontinentale biogeografiske region er indtegnet på kortet med sort streg (Novana - Enkelt månerude, 2021). Til højre botanisk illustration af enkelt månerude fra 1913 (Wikipedia).



Figur 3-28 Blank seglmos. Forekomst og udbredelse i 10x10 km ved den nationale overvågning i 2015. Grøn firkant angiver kvadrat med fund af arten, og tom firkant angiver undersøgt kvadrat uden fund. Grænsen mellem den atlantiske og den kontinentale biogeografiske region er vist kortet med en sort streg (Søgaard, et al., 2016). Foto: Torben Ebbensgaard/COWI.

### 3.6.5 BLANK SEGLMOS (HAMATOCAULIS VERNICOSUS)

Blank seglmos kendes nu kun fra Jylland, hvor den er udbredt både i den vest- og østlige del. Artens hyppighed vurderes at være formindsket (Søgaard, et al., 2016). Bevaringsstatus for arten vurderes at være stærkt ugunstig både i den atlantiske og kontinental region (Fredshavn, et al., 2014).

Blank seglmos vokser i lysåbne kilder og vældområder, hvor konstant fremsivning af koldt grundvand (typisk 7-8 grader) med middelhårdt vand fremkommer året igennem. Denne type kildevæld, som bl.a. omfatter paludella-væld, er sjældne i Danmark, hvilket også begrænser areal og udbredelse af egnede de levesteder for blank seglmos (Søgaard, et al., 2016; Fredshavn, et al., 2014). Arten kendes i dag kun fra Jylland, og oftest på indlandslokaliteter i ådale.

### 3.6.6 EREMIT (OSMODERMA EREMITA)

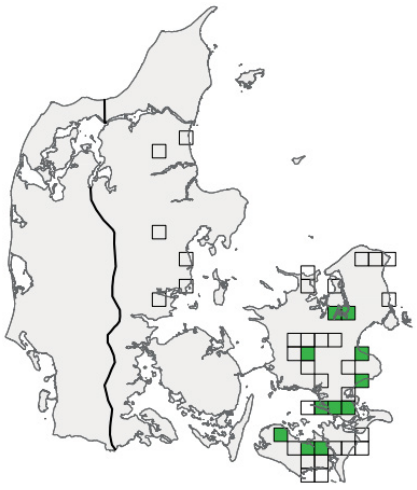
Eremit er sjælden i Danmark og findes på blot syv lokaliteter fordelt på Sjælland og Lolland (Søgaard, et al., 2013). Bevaringsstatus for arten vurderes som stærkt ugunstig.

Eremit er knyttet til gamle løvtræer både i skove, parker og alléer, hvor larverne vokser op i træsmuld i hulheder i træerne (Søgaard, B; Asferg, T, 2007). Larverne lever af smuldet i træhulheden i tre år, før de forpupper sig i de tidlige sommermåneder (Søgaard, B; Asferg, T, 2007; Naturstyrelsen M. ). Efter to-tre uger kommer den voksne bille frem. I denne tid parrer de sig og lægger æg, før de dør (Naturstyrelsen M. ). Eremit kan leve i det samme træ i årtier eller århundrede, afhængigt af træarten og kvaliteten af hulheden (Ranius & Hedin, 2001). Spredning af arten kræver egnede hulheder i gamle træer i nærheden, da dens spredningsevne er meget dårlig (Søgaard, B; Asferg, T, 2007).

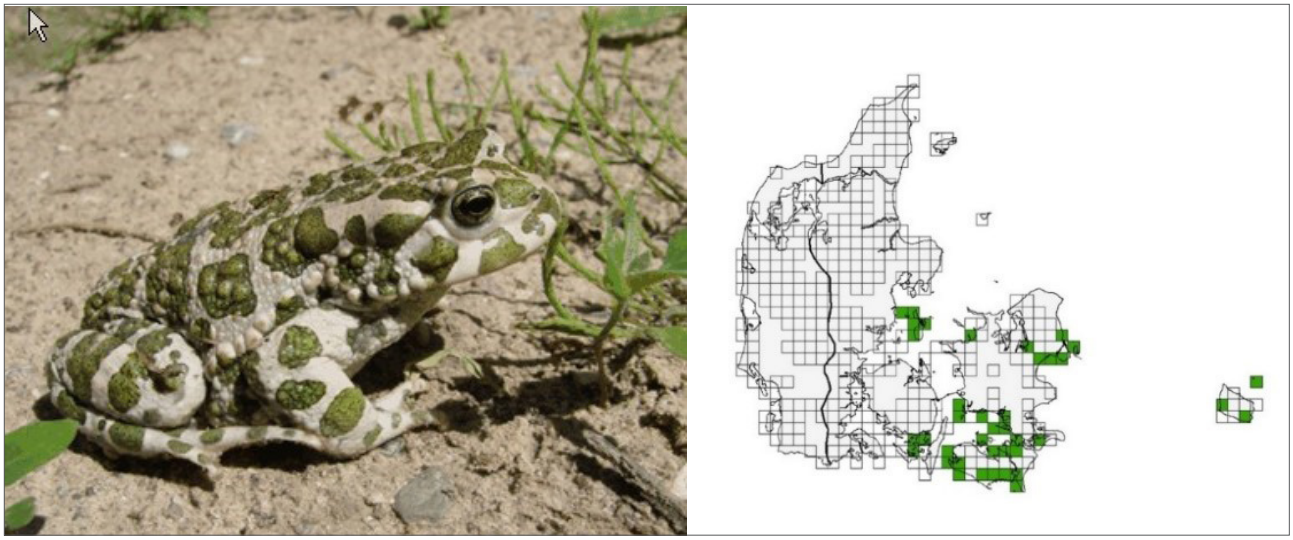
### 3.6.7 KRYBENDE SUMPSKÆRM (HELOSCIADIUM REPENS)

Krybende sumpskærm er meget sjælden. Den er tidligere kendt fra Fyn, senest fra to fund i 1998, men er ikke set siden (Søgaard, et al., 2013). Levestederne fandtes langs bredden af kystnære vandhuller. Planten kan tåle vinteroversvømmelser, men tolererer ikke oversvømmelser tidligt på sommeren, da der opstår iltfrie forhold i jorden. Krybende sumpskærm blomstrer i juli-august (Frederiksen, Rasmussen, & Seberg, 2012).

Arten regnes som forsvundet fra Danmark, og behandles derfor ikke videre i denne analyse.



Figur 3-29 Eremit. Forekomst og udbredelse i kvadrater på 10x10 km ved den nationale overvågning i 2015. Grøn firkant angiver kvadrat med fund af arten, og tom firkant angiver undersøgt kvadrat uden fund. Grænsen mellem den atlantiske og den kontinentale biogeografiske region er vist på kortet med en sort streg (Søgaard, et al., 2016).



Figur 3-30 Forekomst og udbredelse i UTM-kvadrater på 10x10 km ved overvågningen af grønbroget tudse i 2012-2017. Grøn firkant angiver UTM-kvadrat med fund af arten og åben firkant angiver undersøgt UTM-kvadrat uden fund. Grænsen mellem den atlantiske of den kontinentale biogeografiske region er vist på kortet med en sort streg (Novana - Grønbroget tudse, 2021). Foto: Torben Ebbensgaard/COWI.

## 3.7 PADDER

De fleste af Danmarks paddearter er Bilag IV-arter, dvs. at de særligt sårbare og truede. Det drejer sig om stor vandsalamander, klokkefrø, løvfrø, spidssnudet frø, springfrø, strandtudse og grønbroget tudse. De to førstnævnte er også bilag II-arter.

### 3.7.1 GRØNBROGET TUDSE (BUFO VIRIDIS)

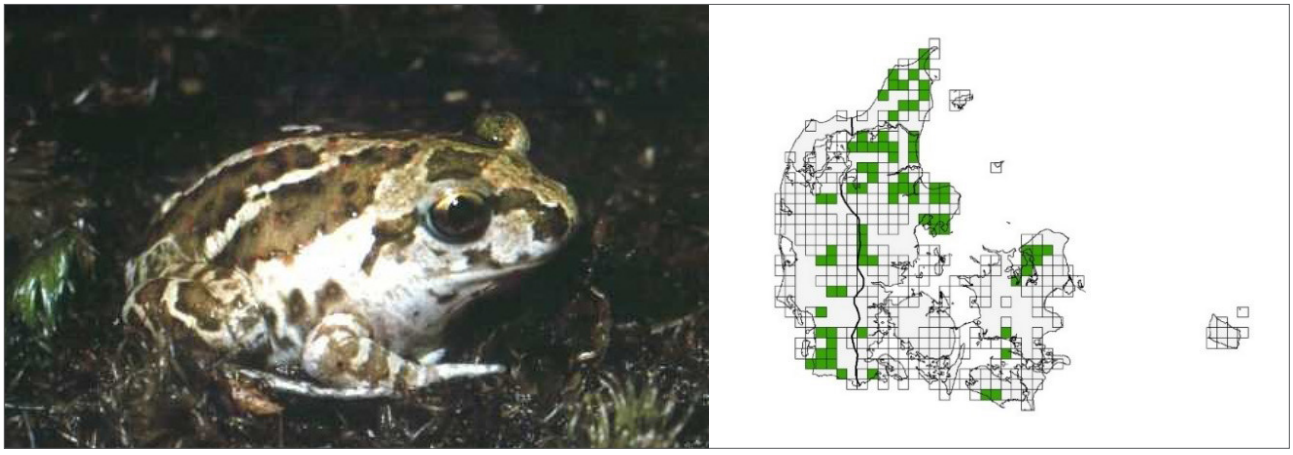
Grønbroget tudse forekommer i Det Sydfynske Øhav, på Langeland, Sjælland, Saltholm, Amager, Lolland-Falster og Bornholm (Søgaard, et al., 2013). Bevaringsstatus for grønbroget tudse er vurderet som værende stærkt ugunstig (Fredshavn, et al., 2014).

Ynglevandhullerne findes som regel, hvor omgivelserne er ubevoksede eller tæt græssede. Nyopståede vandhuller, f.eks. som opstår i grusgrave samt oversvømmelse af marker og lign., benyttes gerne som ynglehabitat (Søgaard, B; Asferg, T, 2007). Kunstige vandhuller, f.eks. gamle betonbassiner eller andre betonoverflader i forbindelse med landbrug, kan ligeledes udgøre vigtige ynglesteder (Søgaard, B; Asferg, T, 2007). Endeligt kan grønbroget tudse også yngle i vandhuller med brakvand, og den kan tolerere et saltindhold på op til 8 ‰ (Naturstyrelsen M. ).

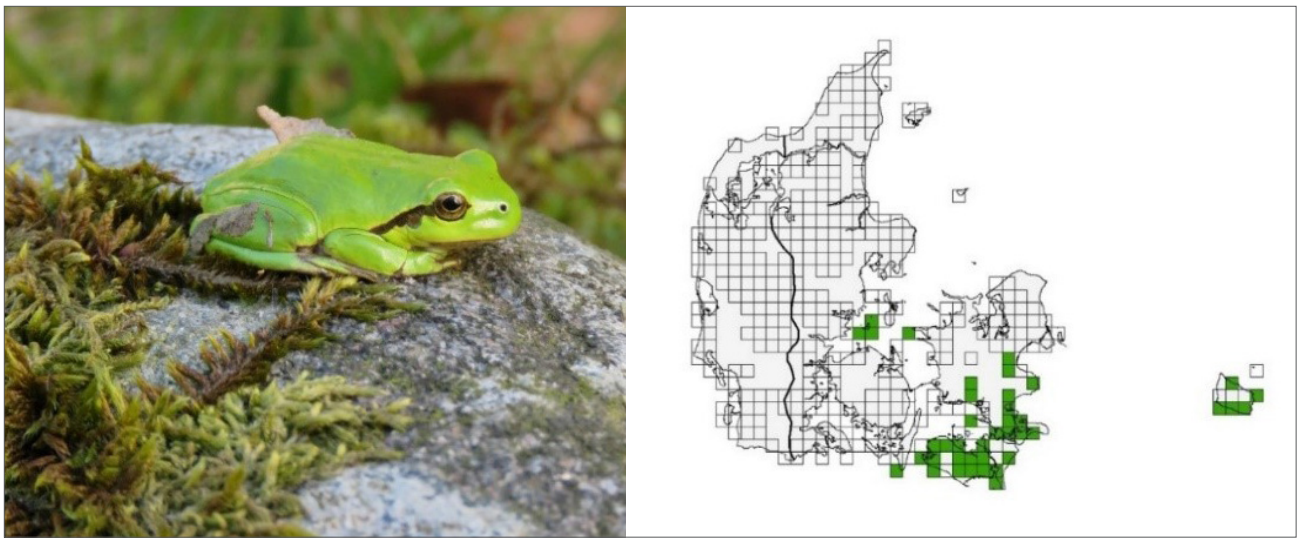
I maj lægges 2.000-18.000 æg, som klækker efter tre-fire dage. Forvandlingen til voksne tudser sker efter ca. to måneder (Fugle og Natur). Efter parringen går tudserne på land og lever nedgravet i jorden eller skjult under sten, i sprækker eller under vegetation (Søgaard, B; Asferg, T, 2007). Vinteren tilbringes nedgravet eller i musegange under jorden.

### 3.7.2 LØGFRØ (PELOBATES FUSCUS)

Løgfrø har en spredt forekomst i hele landet, dog manglende på Fyn, Bornholm og store dele af det vestlige Jylland. Arten forekommer på få af de mindre øer, f.eks.



Figur 3-31 Forekomst og udbredelse i UTM-kvadrater på 10x10 km ved overvågningen af løgfrø i 2012-2017. Grøn firkant angiver UTM-kvadrat med fund af arten, gul firkant angiver løsfund og åben firkant angiver undersøgt UTM-kvadrat uden fund. Grænsen mellem den atlantiske of den kontinentale biogeografiske region er vist på kortet med en sort streg (Novana - Løgfrø, 2021). Foto af løgfrø, også kaldet kartoffelfrø. Foto: (Wikipedia, 2021).



Figur 3-32 Forekomst og udbredelse i UTM-kvadrater på 10x10 km ved overvågningen af løvfrø i 2010-2016. Grøn firkant angiver UTM-kvadrat med fund af arten, gul firkant angiver løsfund og åben firkant angiver undersøgt UTM-kvadrat uden fund. Grænsen mellem den atlantiske of den kontinentale biogeografiske region er vist på kortet med en sort streg (Novana - Løvfrø, 2021). Foto: Torben Ebbensgaard/COWI.

Fanø, Als, Nekselø og Amager (Søgaard, et al., 2013). Bevaringsstatus for løgfrøen vurderes stærkt ugunstig i hele dens udbredelse (Fredshavn, et al., 2014).

Frøens ynglesteder omfatter lavvandede vandhuller og vådområder samt midlertidige vandhuller og endda oversvømmelser. Her er der ofte en god bestand af undervandsplanter, og vandet er ofte næringsrigt (Søgaard, B; Asferg, T, 2007). Vandhullerne findes både i åbne landskaber og i skov, dog ikke i områder med meget busk-bevoksning (Rannap, R; Markus, M; Kaart, T, 2013). Frøerne ankommer til yngleområdet i marts, hvor parring og æglægning sker. Her ligger hunnen 800-2.000 æg (Naturstyrelsen M. ).

I maj går frøerne på land, hvor raster de om dagen, nedgravet i jorden, og ofte i områder med løs sandet jord, mens de om natten søger føde (Søgaard, B; Asferg, T, 2007). Disse områder findes ofte mindre end 500 m fra yngleområdet og kan eksempelvis være jorddiger, markskel, brakmarker og lignende (Naturstyrelsen M. ). I november søger frøerne mod overvintringsområder, som foregår i huler, frostfrie kældre og lign, eller nedgravet (Dragonfly project).

### 3.7.3 LØVFRØ (HYLA ARBOREA)

Løvfrø findes i det sydøstlige Jylland, Als, Sydsjælland, Lolland og Bornholm. Ved Aarhus, Slagelse og Fyn findes der desuden udsatte bestande (Søgaard, et al., 2013). Bevaringsstatus for løvfrø vurderes som moderat ugunstig i dens udbredelsesområde (Fredshavn, et al., 2014).

Ynglevandhullerne findes i alle slags vådområder, men de bedste findes på oversvømmede, afgræssede enge, hvor der er stor solindstråling og varmt vand (Søgaard, B; Asferg, T, 2007; Fog, 1993). Løvfrøen har høje krav til vandkvaliteten, og der må ikke være fisk til stede i ynglevandhullet (Fog, 1993). I maj-juni lægger hunnen 160 – 1.100 æg, som klækkes og forvandles til voksne frøer indenfor ca. to måneder (Naturstyrelsen M. ).

I juni-juli går de voksne frøer på land, hvor de opholder sig, og jager i vegetationen - specielt i brombærbuske (Søgaard, B; Asferg, T, 2007). Frøerne opholder sig oftest ikke mere end 100 m fra ynglevandhullet, når de er på land, men er i stand til at vandre flere km og er derfor også gode til at kolonisere nye vandhuller. Overvintringen foregår i huller i jorden eller gemt i sprækker i træer eller bygninger (Naturstyrelsen M. ).

Figur 3-33 Forekomst og udbredelse i UTM-kvadrater på 10x10 km ved overvågningen af spidssnudet frø i 2012-2017. Grøn firkant angiver UTM-kvadrat med fund af arten, gul firkant angiver løsfund og åben firkant angiver undersøgt UTM-kvadrat uden fund. Grænsen mellem den atlantiske of den kontinentale biogeografiske region er vist på kortet med en sort streg (Novana - Spissnudet frø, 2021). Foto: COWI.

## 3.7.4 SPIDSSNUDET FRØ (RANA ARVALIS)

Spidssnudet frø er almindeligt forekommende i det meste af landet, men dog manglende på Bornholm og en række mindre øer (Søgaard, et al., 2013). Arten synes at være i tilbagegang på Fyn, Lolland-Falster, Sydsjælland og store dele af Østjylland. Bevaringsstatus for spidssnudet frø vurderes da også at være moderat ugunstig i det østlige Jylland og det øvrige Østdanmark, mens den vurderes gunstig i Vestjylland (Fredshavn, et al., 2014). Arten er ikke særligt tilknyttet kystzonen.

Spidssnudet frø yngler i meget forskelligartede vandhuller på enge, i moser, haver og skov, og kan variere i størrelse (Søgaard, B; Asferg, T, 2007). Populationer af denne art er specielt tilpasset det anderledes prædator-tryk, som findes i vand med en lav pH-værdi, således at haletudser opvokset i surt vand er bedre til at forsvare sig mod rovdyr (Egea-Serrano, Hangartner, Laurila, & Räsänen, 2014), og disse populationer kan derfor findes i mere surt vand end andre padder. Den største ynglesucces fås i vandhuller uden fisk, men med rig bundvegetationen vil frøen også kunne yngle i et vandhul med fisk (Søgaard, B; Asferg, T, 2007).

I april lægger hunnen 500-3.000 æg, og haletudserne forvandles og går på land i slutningen af juni (Naturstyrelsen M. ). De unge frøer opholder sig på land tæt ved ynglevandhullet umiddelbart efter forvandlingen, mens de voksne frøer ikke er nær så knyttet til yngleområdet (Naturstyrelsen M. ). I november søger frøerne mod deres vinteropholdssteder, som oftest findes på land i de øverste jord– og bladlag, hvor temperaturen sjældent når under frysepunktet (Voituron, Paaschburg, Holmstrup, & Barré, 2008).

## 3.7.5 SPRINGFRØ (RANA DALMATINA)

Springfrø forekommer naturligt kun i Sydøstdanmark; på Endelave, Fænø, Fyn, Langeland, Bogø, Hjortø, Ærø, Lolland-Falster, Møn, Bornholm samt Sydøstsjælland. I Nordsjælland nord for Hillerød findes den udsat (Søgaard, et al., 2013). Springfrøens bevaringsstatus vurderes som værende gunstig (Fredshavn, et al., 2014). Arten er således en sydøstlig art. Den er ikke særligt tilknyttet kystzonen.

Ynglehabitater omfatter mange typer vådområder, men vandhuller nær løvskov synes at kunne opretholde de største bestande pga. flere raste- og fouragerings¬muligheder i og nær skov (Søgaard, B; Asferg, T, 2007). Tidligt på foråret, nogle gange allerede i februar, ankommer springfrøen til ynglevandhullet, hvor hannerne lokker hunner til (Naturstyrelsen M. ).

Figur 3-34 Forekomst og udbredelse i UTM-kvadrater på 10x10 km ved overvågningen af springfrø i 2012-2017. Grøn firkant angiver UTM-kvadrat med fund af arten, gul firkant angiver løsfund og åben firkant angiver undersøgt UTM-kvadrat uden fund. Grænsen mellem den atlantiske of den kontinentale biogeografiske region er vist på kortet med en sort streg (Novana - Springfrø, 2021). Foto: COWI.

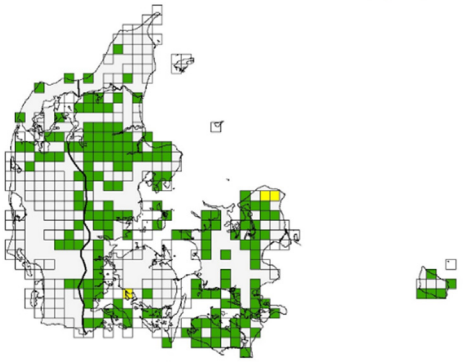
Hunnen lægger ca. 450 – 3.000 æg i starten af april, hvorefter frøerne gemmer sig på bunden af vandhullet indtil maj måned, hvor temperaturen stiger. I juli går frøerne på land, hvor de kan vandre op til 700 m fra vandhullet, hvorfor denne art også kan klare sig godt i områder, hvor der er langt mellem vandhuller (Naturstyrelsen M. ). Overvintringen sker på land, hvor frøerne søger mod deres skjulesteder sidst i oktober.

### 3.7.6 STOR VANDSALAMANDER (TRITURUS CRISTATUS)

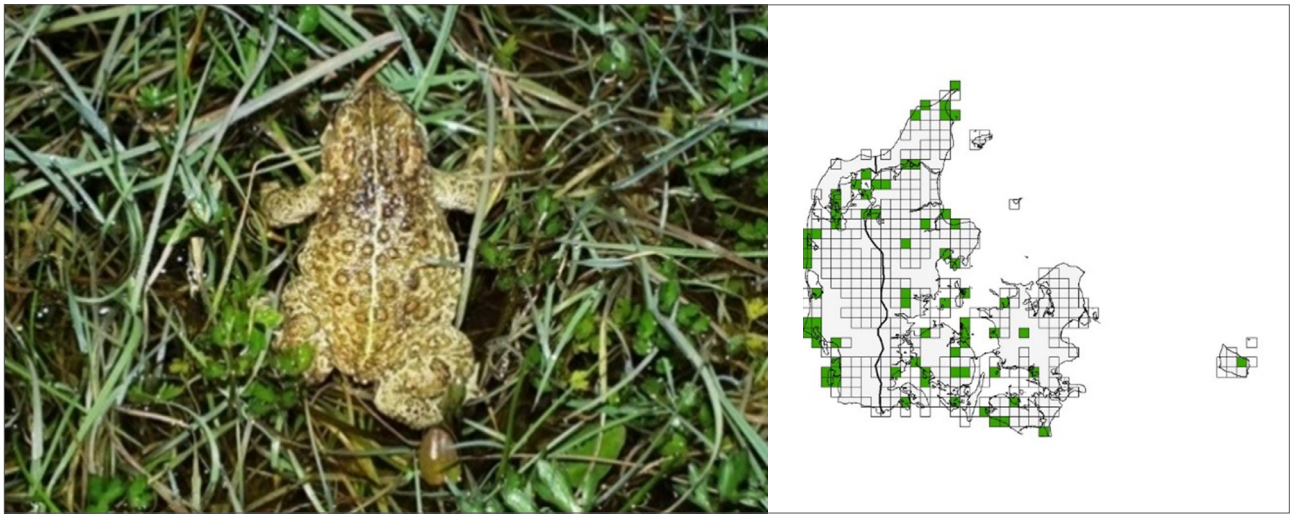
Stor vandsalamanders udbredelse dækker det meste af landet, men den er fåtallig i det meste af Vestjylland og Vendsyssel og mangler på øer som Rømø, Fanø, Anholt og Læsø (Søgaard, et al., 2013). Arten er ikke særligt tilknyttet kystzonen. Bevaringsstatus for arten vurderes som gunstig i det østlige Jylland og det øvrige Østdanmark, mens den vurderes som moderat ugunstig i det vestlige Jylland (Fredshavn, et al., 2014).

Stor vandsalamander findes både på land og i vand afhængig af årstiden. Ynglelokaliteterne kan omfatte små vandhuller, og der stilles ikke store krav til omgivelserne. Derimod stilles høje krav til vandkvaliteten, og stor vandsalamander er derfor truet af eutrofiering (Fog, 1993; Søgaard, B; Asferg, T, 2007; Gustafson, Andersen, Mikusinski, & Malmgren, 2009). Stor vandsalamander kan også findes i forurenede, dybe og/eller kolde vandhuller, men yngler ikke her. I marts-april kommer dyrene ud fra deres vinterhi og søger mod vandhullerne, hvor parring og æglægning finder sted.

Hunnen lægger 200-400 æg, som klækkes efter nogle uger (Naturstyrelsen M. ). Efter yngleperioden søger dyrene på land, hvor de søger ly nær vandhullet (150-200 m), typisk i skov eller nær menneskelig bebyggelse. I oktober søger arten til overvintringsstederne, som oftest er på land i frostfrie omgivelser eller i sjældne tilfælde i vand (Søgaard, B; Asferg, T, 2007; Naturstyrelsen M. ).



Figur 3-35 Forekomst og udbredelse i UTM-kvadrater på 10x10 km ved overvågningen af stor vandsalamander i 2012-2017. Grøn firkant angiver UTM-kvadrat med fund af arten, gul firkant angiver løsfund og åben firkant angiver undersøgt UTM-kvadrat uden fund. Grænsen mellem den atlantiske of den kontinentale biogeografiske region er vist på kortet med en sort streg (Novana – Stor vandsalamander, 2021). Foto: Torben Ebbensgaard/COWI.



Figur 3 Forekomst og udbredelse i UTM-kvadrater på 10x10 km ved overvågningen af strandtudsen i 2012-2017. Grøn firkant angiver UTM-kvadrat med fund af arten, gul firkant angiver løsfund og åben firkant angiver undersøgt UTM-kvadrat uden fund. Grænsen mellem den atlantiske of den kontinentale biogeografiske region er vist på kortet med en sort streg (Novana - Strandtudse, 2021). Foto: COWI.

### 3.7.7 STRANDTUDSE (BUFO CALAMITA)

Strandtudsen findes spredt i hele landet, dog fåtalligt på Sjælland, og den mangler på Bornholm og Læsø (Søgaard, et al., 2013). Bevaringsstatus for arten vurderes som stærkt ugunstig i hele dens udbredelsesområde (Fredshavn, et al., 2014).

Ynglevandhuller findes ofte nær kysten på oversvømmede strandenge eller klitlavninger, men kan også findes inde i landet i nyopståede vandhuller i grusgrave og oversvømmede enge og marker. Vandhullerne skal have fuld solindstråling, så æg og haletudser kan udvikles hurtigt, før de midlertidige vandhuller tørrer ud (Søgaard, B; Asferg, T, 2007).

I maj lægger hunnen 3.000-4.000 æg, og haletudserne forvandles og går på land efter ca. otte uger (Naturstyrelsen M. ). Efter parring går de voksne strandtudser på land, hvor de findes nedgravet om dagen og går på jagt efter invertebrater om natten. Vinterdvalen starter i oktober, hvor arten graver sig ned i jorden (Naturstyrelsen M. ).

### 3.7.8 KLOKKEFRØ (BOMBINA BOMBINA)

Klokkefrø findes få steder på Fyn, Langeland og Sjælland, hvor ingen af bestandene vurderes at være store nok til at være levedygtige (Søgaard, et al., 2013). Bevaringsstatus for klokkefrø vurderes som stærkt ugunstig (Fredshavn, et al., 2014).

Klokkefrø yngler typisk i naturligt nærings- og kalkrige vandhuller, som kan være permanente eller midlertidige. Vandhullerne skal gerne have stor solindstråling, høje vandtemperaturer, god vandkvalitet og uden fisk (Søgaard, B; Asferg, T, 2007).

I parringsperioden kvækker hannerne højlydt for at tilkalde hunner. Hunnen lægger ca. 300 æg over to omgange i maj og i juni (Stiftung Naturschutz, 2009). Uden for yngletiden kan klokkefrø findes mange forskellige steder, og de kan forekomme meget spredt - dog vandrer de ikke langt fra ynglevandhullerne for at raste. Arten overvintrer på frostfrie steder, f.eks. i skrænter, under bladdække, under sten eller i kældre og huse (Søgaard, B; Asferg, T, 2007).

Figur 3-36 Forekomst og udbredelse i UTM-kvadrater på 10x10 km ved overvågningen af klokkefrø i 2012 og 2015. Grøn firkant angiver UTM-kvadrat med fund af arten og åben firkant angiver undersøgt UTM-kvadrat uden fund. Grænsen mellem den atlantiske of den kontinentale biogeografiske region er vist på kortet med en sort streg (Novana - Klokkefrø, 2021). Foto: Wikipedia.

## 3.8 UDVALGTE RØDLISTEDE STRANDENGSPLANTER

Med henblik på også at sætte fokus på særligt truede karplanter, har vi undersøgt, hvilke arter som, ifølge den danske rødliste (Wind & Pihl, 2004), er knyttet til strandenge og rødlistet i en af de fire 'øverste'/stærkest truede kategorier (RE, CR, EN, VU). Søgningen gav blot 15 truede strandengsplanter. Data stammer fra Atlas Flora Danica (Dansk botanisk forening & Hartvig, 2015). Det bemærkes, at der i data ikke er kortlagt et 'levestedsareal', men blot et antal kendte forekomster/fund af hver af de rødlistede arter.

| RØDLISTEDE STRANDENGSPLANTER I RØDLISTE KATEGORIER RE, CR, EN, VU | | |
|---|---|---|
| Art | Lat. Navn | Forekomster (antal) |
| Smalbladet hareøre | Bupleurum tenuissimum | 71 |
| Nøgleblomstret tusind-gylden | Centaurium littorale var. glomeratum | 6 |
| Strand-tusindgylden | Centaurium littorale var. littorale | 55 |
| Øresunds-hønsetarm | Cerastium subtetrandrum | 1 |
| Kost-nellike | Dianthus armeria | 18 |
| Baltisk ensian | Gentianella baltica | 25 |
| Eng-ensian | Gentianella uliginosa | 66 |
| Skærmarve | Holosteum umbellatum | 15 |
| Blå iris | Iris spuria | 8 |
| Lav hindebæger | Limonium humile | 23 |
| Strand-rødtop | Odontites litoralis | 15 |
| Spidshale | Parapholis strigosa | 72 |
| Eng-skær | Serratula tinctoria | 29 |
| Tykbladet fladstjerne | Stellaria crassifolia | 24 |
| Spæd kløver | Trifolium micranthum | 28 |

Tabel 3-5 Oversigt over rødlistede strandengsplanter i rødliste kategorierne RE, CR, EN, VU, samt antal fund af arterne iflg. Atlas Flora Danica (Dansk botanisk forening & Hartvig, 2015).

## 3.9 KYSTERNE OG KYSTLANDSKABERNES UDVIKLING

Danmarks kyststrækninger er i konstant forandring som følge af naturens kræfter og menneskeskabte tiltag. Nogle steder opbygges nyt land, og andre steder nedbrydes land. Det kystlandskab, vi ser i dag, er resultat af naturkræfters og menneskers samlede virke over mange tusinde år, med store variationer i vandstande og stormmønstre, strøm, bølger, tidevand og fordelingen mellem land og vand. Menneskeskabte tiltag som diger, sluser, inddæmninger og byudvikling i lave engområder forhindrer den naturlige kystudvikling. Lokale kystbeskyttelsestiltag og landvinding mv. kan flytte kystens forandringer med aflejring og erosion fra et sted til et andet. Netop kystlandskabernes foranderlighed betyder, at strandenge sjældent kan anskues isoleret, men skal ses i sammenhæng med de

omgivende kystlandskaber og de sedimenter som ler, sand, grus og sten, der indgår i de dynamiske processer.

### 3.9.1 KYSTTYPER OG MARINT DANNEDE LANDSKABSFORMER

Formmæssigt kan de danske kyster overordnet inddeles i klippekyster (Bornholm), klintekyster, hvor udgangsmaterialet består af materialer, der er aflejret eller omlejret under sidste istid eller tidligere, samt kyster, der primært er skabt af aflejret materiale fra havet. Til sidstnævnte, også kaldet fladkyster, hører barrierekyster og tilgroningskyster, samt kombinationer af ovenstående.

Landskaber, der består af marine aflejringer, udgør en rig formverden. Her findes f.eks. i Vadehavet en række barriereøer i stor skala med udstrakte vadeflader og marskområder bagved. Vestkysten ud for de vestjyske fjorde er udlignet med tanger ud for de vestjyske fjorde, som i fjordenes roligere vande har skabt betingelser for udvikling af tilgroningsforlande. Strandvolde og strandvoldssletter, holme, vinkelforland, drag, ret- og krumodder er andre af de marint dannede landskabselementer, der pryder og skaber variation i de danske kystlandskaber. Strandenge er ofte udformet på eller bag disse marint dannede landskabselementer, men kan også findes i tilknytning til alle de andre kysttyper.

Den overordnede fysik bag de forskellige landskabselementers dannelse og udvikling er velbeskrevet i litteraturen med hensyn til de processer, der former og omformer landskaberne. Dette gælder samspillet mellem orientering og dybdeforhold langs kysten, energiforhold, de fremherskende bølge-, strøm- og sedimenttransportretninger, tidevandet og vandstandsvariationer og de sedimenter, der er til rådighed for opbygningen af de marint dannede landskabsformer. (Aagaard, Nielsen, & Nielsen, 2008; Schou, 1949), giver et overblik over de mest almindelige landskabsformer og elementer og de vigtigste parametre for deres dannelse. Formerne udviser dog også stor variation i størrelse, alder og kompleksitet i deres opbygning og tilstand. Mens nogle marine landskabsformer har været under opbygning i årtusinder, er andre ganske nye og måske dannet inden for det seneste århundrede eller to som følge af en gradvis tilvækst af sediment og/eller ændrede dynamiske forhold.

Som eksempler på ”gamle” marint dannede landskabsformer nævnes Skagen Odde Komplekset (jf. f.eks. (Nielsen & Johannessen, 2004)) og strandvoldssystemerne på Læsø (Hansen, et al., 2016). I 1930-40'erne betød ålegræsdød i de danske farvande ændrede energiforhold på de tilstødende kyster. Store mængder sand blev frigivet til transport og indgik i opbygningen af nye landskabselementer (se f.eks. (Christiansen, Christoffersen, Dalsgaard, & Nørnberg, 1981)).

De danske kyststrækninger kan i hovedtræk opdeles i åbne, eksponerede kyster og mere beskyttede kyststrækninger, der ligger i læ for havets kræfter. Eksponerede kyster har relativ stor vanddybde og lange frie stræk, så bølgeenergien er stor helt ind mod kysten. Dette forhindrer generelt etablering af strandenge. Langs mere beskyttede kyststrækninger – i de indre farvandes fjorde, bugter, bag lægivende øer, holme eller grunde med lavere vanddybder og mindre frie stræk er bølgeenergien tilstrækkelig lav pga. lavere vanddybder og mindre frie stræk, så strandenge kan udvikles. Her er mulighed for aflejring af sand og finere mineralske sedimenter (ler og silt) samt organisk stof, når strandengene lejlighedsvist oversvømmes. Forekomsten af strandenge i Danmark er da også koncentreret om de beskyttede kyststrækninger i de indre danske farvande og fjorde. Her udfolder strandenge og strandengenes natur sig altovervejende i de marint dannede landskaber, hvor deres udformning og vækst varierer afhængig af deres dannelse. Selvom det er muligt til en vis grad at generalisere mellem landskabsformer og naturtyper på forskellige lokaliteter, skal tolkningen udføres på baggrund af kendskabet til den lokale dannelses- og udviklingshistorie, ligesom deres fortsatte udvikling afhænger af lokale dynamiske forhold.

### 3.9.2 VANDSTANDSUDVIKLING OVER TID

Da isen ved afslutningen af sidste istid smeltede tilbage, steg vandet i verdenshavene samtidig med, at landet, der havde været trykket ned af isens pres, hævede sig. I ældre stenalder steg havet mere end landet hævede sig, og lavtliggende områder blev oversvømmet (Yoldiatransgressionen). Ved den efterfølgende Littorina-transgression ca. 6.300-3.600 år før nu (Christensen & Nielsen, 2008) trængte vandet endnu engang ind over danske landområder. I Nordjylland kan Yoldia- og Littorinahavets kystlinjer og kystklinter erkendes op til 30

henholdsvis 13 meter over den nuværende middelvandstand (f.eks. (Nielsen & Johannessen, 2004)).

Der er store geografiske forskelle på de relative bevægelser mellem hav og land siden Littorinahavets maksimum (Duun-Christensen, 1990; Mertz, 1924). I de nordlige og østlige dele, har Danmark oplevet en relativ landhævning, mens de sydlige og vestlige dele har oplevet en relativ havstigning. Forskelle i landbevægelserne har til en vis grad været styrende for udviklingen af marint dannede landskabsformer på tværs af landet. I Limfjorden har landhævningen betydet, at tidligere fjordarme er blevet afsnøret. Den kraftige relative landhævning har betydet, at tidligere strandenge gradvist har mistet den marine påvirkning, efterhånden som de hævede sig over stormflodsniveauerne og/eller gradvist kom længere væk fra kysten grundet den vedvarende sedimentation og udbygning af landskabselementerne. Omvendt er der syd for 0-isobasen sket en relativ havstigning siden stenalderen. Her har en kombination af sedimenter til rådighed i samspil med dybdeforholdene været styrende for udviklingen og opbygning af de marint dannede landskabsformer. Langs Jyllands sydøstkyst er "pladsen" til strandenge begrænset, idet sedimenttransporten og -aflejringen dog nogle steder har været tilstrækkelig til udvikling af mindre forlande og bugtudfyldninger. I Det Sydfynske Øhav har der ligeledes været sedimenter til rådighed, der, grundet ringe vanddybder og løbende nedbrydning af klinter og omlejring af sedimenter, har bevirket et væld af marine landskabsformer i tilknytning til øerne i øhavet.

Mens vandstanden i havet omkring Danmark har været stigende siden midten af 1800-tallet i en størrelsesorden af 1,2-1,5 mm/år men 4,5 mm i perioden 1970-2000 (Madsen, Murray, Andersen, Pejrup, & Breuning-Madsen, 2005) har den stadige landhævning "afbødet" oversvømmelser af land, især mod nord og øst. Med fremtidige klimaændringer og en forventet acceleration i havvandstandens stigningsrate, vil landhævningen gradvist få ringere betydning i landskabsudviklingen og hermed for strandengene. Udover overordnede vertikale landbevægelser, sker der også landbevægelser på regionalt eller lokalt niveau som følge af fx geologiske, sedimentologiske, biologiske og hydrologiske forhold. Disse kan være forårsaget eller forstærket af menneskelige påvirkninger.

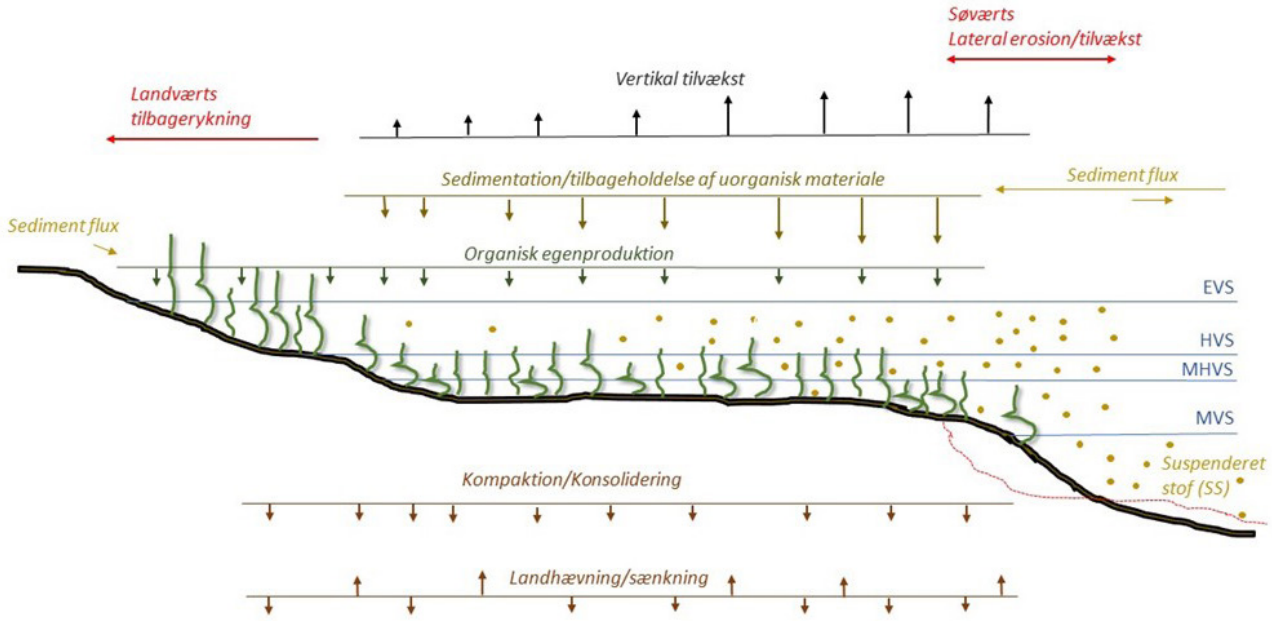
Ændringen i middelvandstand kan indledningsvis antages at være ens for alle danske farvande, men variationer og ændringer i vandstandsniveauer over kortere tidsrum – dage, måneder, år – og deres betydning for strandenge, vil være forskellige. Der er dels store forskelle i tidevand og stormflodshøjder mellem f.eks. Vadehavet og de indre farvande, og dels vil klimabetingende havstigninger medføre geografiske forskelle i, hvor ofte strandengene bliver oversvømmet i fremtiden.

Forskellene afhænger naturligt af de vandstandsvariationer, der kan opleves i dag og dermed af strandengenes højdeforhold (topografi). Endvidere vil der være områder, der følger et andet mønster, som følge af regionale forhold. For eksempel har hele den vestlige Limfjord gennem de seneste 100 år oplevet en kraftig forøgelse i stormflodsvandstandene som følge af Thyborøn Kanals udvikling (øget maksimalt tværsnit), hvor der i dag presses mere vand ind i fjorden fra Vesterhavet under storm end tidligere. Andre steder, f.eks. i de vestjyske fjorde, vil ændrede hav- og grundvandstandsforhold være påvirket af slusedriften og af mulighederne for at lukke vand ud i havet i stormfulde perioder med høj vandstand. Tilsvarende forhold har betydning for andre områder, hvor vandstanden reguleres kunstigt, f.eks. Vejlerne i Nordjylland.

## 3.10 KYSTER OG STRANDENGES SEDIMENTBALANCE

Kystlandskaberne udvikles gradvist men ikke kontinuerligt: Én storm kan måske erodere lige så meget af en kystklint, som de seneste 50 års storme har gjort til sammen. Materialet kan da indgå i opbygningen af marint dannede landskabsformer over en årrække, når de rette forhold er til stede med aflejring af fint materiale over strandenge og opbygning af nye strandvolde og krumodder. Når en marint dannet landskabsform eroderes, kan materialet indgå i den dynamiske kystudvikling. Mens forudsigelsen af ændringer af landskabselementer og strandenge nogle steder kan være relativ ukompliceret, kræver den andre steder, grundet en række indbyrdes forbundne faktorer med tilhørende usikkerheder, en dybere forståelse af årsagssammenhængene.

I teorien vil enhver kyststrækning bevæge sig mod en dynamisk ligevægt afstemt af lokale hydrografiske forhold – tidevand, strøm, bølger, stormfloder, vanddybder og de mere terrestriske og sedimentkarakteristiske forhold (jordarter, topografi). Gennem tiden har adskillige forskere beskæftiget sig med kysterosion og ligevægtsprofiler og ændringer af disse i forbindelse med en generel ændring i havniveau. Et centralt princip tager udgangspunkt i Bruuns regel fra 1950-60'erne (Bruun, 1962), hvor en havniveauændring ikke medfører en ændring af selve kystprofilets udformning: En stigning giver anledning til en hævning af og landværts forskydning af kystprofilet med en tilsvarende erosion af strand/skrænt (tilbagerykning af kysten), hvor materialet til hævningen af bunden stammer fra. Omvendt vil et fald i havniveau betyde, at profilet rykker søværts med tilvækst til følge. Denne relativt enkle betragtning har dog begrænsninger. Eksempelvis skal den pågældende kyststrækning være i balance (nettotransporten langs kysten skal




Figur 3-37 Sedimentdynamik på strandenge - simplificeret processkitse. MVS – Mid-delvandspejl, MHVS – Middelhøjvandsspejl, HVS – Højvandsspejl (springtid), EVS – Ekstremt højvandsspejl. (COWI og KDI, 2021).

være lig nul) og kystprofilet være opbygget i ukonsoliderede sedimenter (sand). Metoder til vurdering af kysttilbagerykning baserer sig stadig på denne regel i større og mindre grad, men den har sine begrænsninger. Geologiske eller menneskeskabte fysiske forhold gør f.eks., at den påkrævede kysttilbagerykning/erosion ikke kan finde sted, og det nødvendige sediment til opfyldning af profilet må i så fald eroderes og mangle et andet sted. Ligeledes kan bratte ændringer på nabokyststrækninger påvirke de hydrografiske forhold og forskyde ligevægten.

Fremtidig udvikling af de beskyttede kysttyper som strandenge og marskområder under stigende havniveau og storme beror således i udgangspunkt på to relativt simple forhold:

- At strandengene gradvist kan "vandre" ind i baglandet og på denne måde opretholde sin sammenhæng og udstrækning, og/eller
- At strandengene i sig selv kan vokse vertikalt i takt med den stigende vandstand grundet landhævning, sedimentation af marint og evt. lokalt fluvialt sediment samt internt genereret organisk stof – uden at der samtidig pågår en lateral erosion af selv samme strandeng (kannibalisme).

For begge forhold kræver det en detaljeret kortlægning og fysisk forståelse af de involverede processer at kunne vurdere den enkelte engs respons på klimaforandringerne.

Endvidere vil ny strandeng kun kunne etablere sig, hvor de rigtige sedimentationsforhold er til stede; herunder, at der er lavvandede områder, der over tid tilføres både fin- og grovkornet materiale i tilstrækkeligt omfang.

## 3.10.1 SEDIMENTDYNAMIK PÅ OG VED STRANDENGE

Sedimentdynamikken på en strandeng involverer både biologiske og fysiske processer. De fleste processer er relateret til hinanden, og en strandengs fysiske og vegetationsmæssige tilstand er et resultat af processerne, jf. Figur 3-37.

Ændringer i en proces kan have direkte eller indirekte betydning for andre processer.

## 3.10.2 VERTIKALE ÆNDRINGER AF STRANDENGE

At strandenge "holder sig unge" og vokser vertikalt under havstigning skyldes alene tilførslen af uorganisk marint og fluvialt sediment (samt atmosfærisk aflejring) og organisk stof. Sedimentbalancen spiller således en helt central rolle for bevaring og udvikling af strandenge.

Sedimentbudgettet for en strandeng præsenterer et integreret mål for balancen mellem opbyggende og nedbrydende elementer. Såfremt der er plus i budgettet, vil det give anledning til en vertikal vækst. Et sedimentunderskud vil omvendt give anledning til hyppigere og evt. helt eller fragmenterede permanente oversvømmelser. Tilgængeligheden af sediment er således en nøgleparameter for sårbarheden. En accelererende, stigende middelvandstand forrykker den kvasi-statiske ligevægt, mange strandenge har i dag, og behovet for sedimentation øges i takt hermed. Strandenge opretholder deres vertikale udbredelse i en kombination af både strandengens egen organiske produktion og tilbageholdelse af marint tilført sediment og i visse tilfælde også sediment fra vandløb.

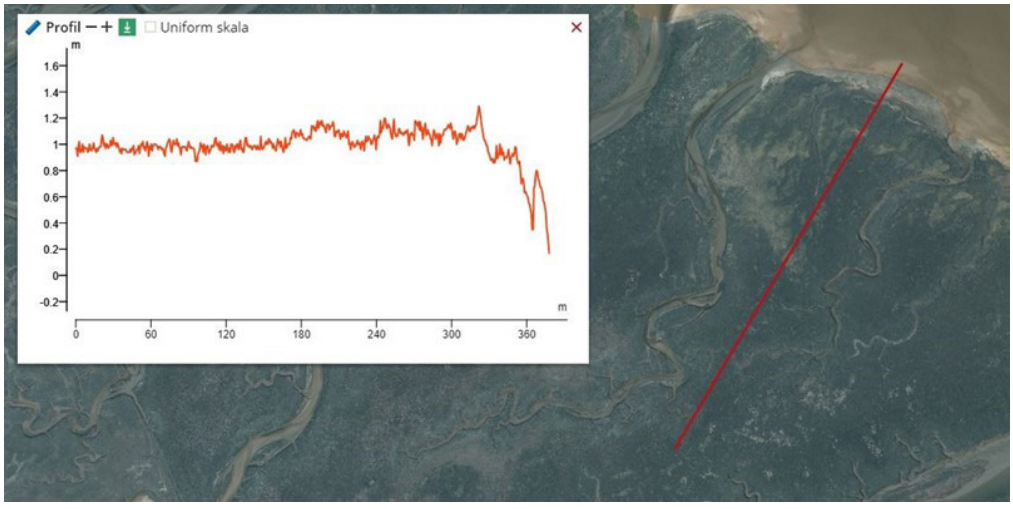
Tilførslen af marint sediment til strandengene sker under stigende tidevand (flod) og højvande (ved kraftig vind). Det

sedimentholdige havvand vil ved stigende vandstand bevæge sig op i geolittoralzonen (zonen over middelvandstandslinjen) og i ekstreme højvandssituationer længere ind i epilittoralzonen (zonen over normalt højvande). Dette foregår enten som en "frontbevægelse" (sheetflow) ind i landet og/eller via tidevandsrender (loer), som de kendes fra eksempelvis Vadehavet (Figur 3 38). Der vil være en gradient på sedimentaflejringen parallelt med forlandskanten i områder uden tidevandsrender. I områder med tidevand over 20 cm vil 40-60 % af indstrømningen foregå i render, og sedimentaflejringen er ikke længere parallel med forlandskanten af strandengen.

Når vandet trækker sig tilbage fra engene, vil sedimentet, som havvandet indeholder, deponeres på engen. Størrelsen af deponeringen afhænger af de topografiske forhold, sedimentkarakteristika (fx kornstørrelsesfordeling), vegetationen og de hydrodynamiske forhold (strøm, turbulens og bundforskydningsspændinger) under højvandet og efterfølgende. Det sker i en kombination af ren sedimentation og frafiltrering med vegetationen som "filtermateriale".

I marskområder er der fundet både en tids- og stedmæssig variation i sedimentationen. For alle tidevandsvandsamplituder var der sedimentaflejring under stigende vandstand, og sedimentet blev ikke resuspenderet under ebbestrømmen. Sedimentpartikler større end 20 µm blev primært aflejret som enkeltpartikler længst væk fra sedimentkilderne, mens flokkulerede finere partikler var dominerende tættest på tidevandsrenderne. En reduktion i turbulensen fordrer øget sedimentation - en øget tidevandsamplitude ændrede ifølge undersøgelser ikke signifikant på sedimentationsprocesserne, men koncentrationen af suspenderet materiale steg med øget tidevandsamplitude og potentielt øget aflejring til følge.

Der er gennem tiden opstillet flere numeriske modeller til at beskrive sedimentationen på strandenge. (Krone, 1987) forsøgte som en af de første at beskrive denne proces numerisk med en kobling af turbiditet og aflejringsrater. Mange andre har sidenhen opstillet numeriske modeller til beregning af den vertikale tilvækst. De fleste var udformet som 0D-modeller i starten. Men aflejring (og erosion for den sags skyld) er ikke et 0D-fænomen, og simple gennemsnitsbetragtninger for en hel strandeng er ikke fyldestgørende. (Bartholdy, Christiansen, & Kunzendorf,




Figur 3-38 Strandeng med tydelige tidevandsrender ved Skallingen. Luftfoto og tværsnit (Scalgo Live, 2021).

Long term variations in
backbarrier salt marsh deposition on the Skallingen peninsula — the Danish Wadden Sea, 2004) viste for strandenge ved Vadehavet, at afstanden til sedimentkilder var af stor betydning for størrelsen af aflejringen, og at en evt. afvikling af strandenge og marskområder ville begynde i områder længst fra sedimentkilden først pga. den negative relation mellem afstand og deposition.

(Allen, J R L, 1990b) påstår, at en strandeng er i stand til at nå en dynamisk ligevægt ved en relativ vandstandsstigning, mens (French J. , 2006) argumenterer for, at der ikke er én ligevægtssituation for en strandeng. (Bartholdy, Bartholdy, & Kroon, 2010) understøtter i princippet begge ligevægtsbetragtninger med, at der for en given lokalitet findes en ligevægtstilstand til en tilsvarende vandstandsstigning, men argumenterer også for, at denne ligevægt ikke er ens over hele området. Baseret på (Nielsen N. , 1935) data opstillede (Bartholdy, Bartholdy, & Kroon, 2010) en 2D model for en del af Skallingen, hvor netop afstanden til forlandskanten og tidevandsrender (og dermed afstanden til sedimentkilden) indgik som input. Disse afstande kunne forklare ca. 70 % af depositionspotentialet i deres model for et 3 $km^2$ stort område. Forfatterne modellerede herefter udviklingen over lang tid og fandt, at selv over en 1000-års periode (med konstant vandstand) indfandt der sig ikke en ligevægt mellem sedimentaflejringen i de indre og ydre dele. De modellerede ligeledes med samme model på kortere tidshorisont (100 år) den effekt, en generel vandstandsstigning ville have på området. Her fandt de, at forskellige steder ville opnå en ligevægtssituation med sedimentationen: De inderste dele længst væk fra sedimentkilderne ville potentielt "overleve" en vandstandsstigningsrate på 4 mm/år og de yderste dele en rate på 6 mm/år. En havvandstigning på over 4 mm/år ville i så fald føre til en forsumpning eller decideret oversvømmelse af de indre dele, mens de ydre dele grundet den større sedimentation ville overleve længere. Strandengene/marsken i Vadehavsområdet er det område i Danmark, der oplever størst tidevandsvariation med en amplitude på ca. 2 meter (mikrotidal -> mesotidal) og ekstremhøjvande på op til 4-5 meter. Vegetationen i disse områder starter omkring kote 0,8 m DVR90. Modellen fra (Bartholdy, Bartholdy, & Kroon, 2010) tager ikke højde for den organiske tilvækst, men ifølge (French & Spencer, 1993) er denne en størrelsesorden under den uorganiske for tilsvarende områder i England og i dette tilfælde af mindre betydning. Ifølge (Allen, 1990a; Allen, J R L, 1990b) bør den organiske deposition dog være større end havvandsstigningen, og især i områder, hvor uorganisk sediment er mangelfuldt, hvis strandengene skal kunne følge med vertikalt.

Ifølge andre studier er strandenge i stand til at reagere på moderate havvandsstigninger grundet en større uorganisk sedimentation pga. længere oversvømmelsestid og dermed også reduceret kompaktion grundet reduceret organisk nedbrydning. Hurtigere ændringer i vandstand har den modsatte effekt, hvor en øget oversvømmelsestid reducerer vegetationen og dermed også den organiske deposition.

Der har altid været variationer i havniveauet. Baseret på luminescensdatering fra Ho Bugt registrerer (Madsen, Murray, Andersen, & Pejrup, Temporal changes of accretion rates on an estuarine salt marsh during the late Holocene — Reflection of local sea level changes? The Wadden Sea, Denmark, 2007) en tilvækst på 9 mm/år for ca. 1400 år siden, efterfulgt af et kraftigt fald til 0,3 mm/år for ca. 1000 år siden og øget tilvækst på 1,3 mm/år for ca. 350 år siden. Sedimentationsraterne indikerer, at perioder med stabil eller faldende vandstand gav anledning til lav tilvækst, mens perioder med stigende middelvandstand gav anledning til større aflejringsrater. Dette antyder, at strandengene her har tilpasset sig ændrede vandstandsforhold gennem tiden. Dette er dog alene tilfældet, fordi mængden af tilgængeligt sediment ikke har været en begrænsende faktor, som det

må forventes at være tilfældet i mindre tidevandspåvirkede strandenge. I de indre farvande 'mangler' de store foranliggende vader og et Vesterhav, der kan bringe det nødvendige sediment til området.

Ifølge (Simas, Nunes, & Ferreira, 2001) er områder med stor tidevandsvariation da også mindre sårbare overfor havstigninger. Disse områder har generelt også større sedimenttransport og generelt større potentiale for tilvækst. Dette understøttes af (Ganju, et al., 2016), som vurderer, at strandenge i mikrotidale zoner (under 2 meters tidevandsamplitude) er mest sårbare overfor vandstandsstigninger.

Tidevandet er ikke eneste kilde til tilførsel af marint uorganisk sediment ind over strandengene. Ved kraftig vindinducerede strømninger og bølger og efterfølgende højvande (storm) vil der ofte være væsentligt større mængde suspenderet stof i vandfasen grundet resuspension eller erosion. (French & Spencer, 1993) viste for et marskområde i Norfolk, at sedimentationen under stormhændelser stod for en betydelig del af den samlede aflejring over lang tid. Ifølge (Bartholdy & Aagaard, 2000) er blæsende perioder og højvande nødvendige for vertikal vækst af strandenge. De undersøgte sedimentationsforholdene ved Skallingen under orkanen (Adam) i december 1999. Koncentrationen af suspenderet stof steg fra 10 mg/1 til over 200 mg/l lige inden maksimalt højvande, og den beregnede deposition over strandengene var 133 g/m$^2$. Dette er på trods af, at ekstremtilfældet kun er vurderet til at være 50% højere end depositionen under normalt forekommende kraftig blæst (kuling) og kun 10% af den årlige deposition.

Nyere studier af (Farron, Hughes, & FitzGerald, 2020) understøtter ligeledes, at en strandeng skal vokse vertikalt og/eller lateralt for at overleve en stigende vandstand. Mængden af tilgængeligt sediment pointeres igen som den mest kritiske faktor for strandengene, der gradvist vil forsvinde pga. manglende mulighed for at vandre bagud, men især er følsomme overfor sedimentmangel. For amerikanske strandenge med varierende tidevandsforskel fandt (Ganju, et al., 2016) for alle undersøgte områder et sedimentunderskud så de ikke kunne følge med havvandsstigningerne. Områdernes sårbarhed kunne skaleres med et "unvegetated/vegetated ratio" (UVVR) indeks: Bølger, strøm, rodzonesammenfald, saltforgiftning (salinity dieback) samt kraftig afgræsning kan ændre en engs ratio fra 'bevokset' hen imod åbent vand. En større ratio (=en større andel af ubevokset areal på engen og i randzonerne hertil) giver mindre potentiale for sedimenttilbageholdelse, som så igen forstærker erosionspotentialet og mindsker bevoksningen endnu mere hen imod helt eller delvist vanddække (fragmentering) eller forsumpning.

I forhold til afgræsning af strandenge og dennes betydning for sedimentationen er der ingen entydige konklusioner mellem de få tilgængelige studier. "Vegetation management" kan dog være en betydende faktor i forhold til sedimentationsforhold. Teoretisk set vil en hårdt afgræsset og næsten bar eng have mindre potentiale for sedimentation af marint tilført sediment, lige som denne også vil have mindre resistens over eventuel resuspension.

## 3.10.3 LATERALE ÆNDRINGER AF STRANDENGE

Kystlinjens og kystelementernes udvikling styres af naturlige processer og herunder ændringer i gennemsnitlige og ekstreme havniveauer, tidevandet og faktorer som bølgeeksponering, geologi, morfologi, sedimentdynamik og oceanografiske forhold. Erosion og oversvømmelse er under tiden uadskillelige, f.eks. når strand- og kliterosion fører til klitbrud (eller digebrud) og bagvedliggende lave områder oversvømmes. Hvor der findes strandenge i læ af tanger eller barriereøer, kan strandengene gradvist eroderes eller tildækkes af sand, efterhånden som kysten rykker tilbage, hvilket f.eks. Limfjordstangernes udvikling er eksempler på.

Mange steder foranlediger naturlige processer og gradvis kysterosion, at bølgernes angrebspunkt på kysten ændrer sig over tid. Dette er f.eks. tilfældet, hvor en klint eller undersøisk grund er eroderet væk, og erosionen derfor "flytter" nedstrøms. Her vil strandvolde og strandenge, der før har ligget i læ bag klinten, i øget omfang ligge udsat for ændrede bølge- og strømforhold. Ofte skyldes ændringerne lokale forhold, men havstigninger er naturligvis en medvirkende faktor i kystudviklingen. Mens en strandengs opbygning og vedligeholdelse afhænger af tilførsel af finkornet materiale, er tilvæksten af landskabselementer som forlande og odder, der ofte danner læ og beskyttelse for strandenge, afhængige af tilførsel (eller omlejring) af grovere sedimenter (sand, grus, sten). Som tilfældet er for strandenges opretholdelse, er sedimentbalancen

også en væsentlig parameter for opretholdelsen/væksten af landskabselementerne. Der er dog aldrig foretaget en systematisk undersøgelse af landskabselementers og strandenges laterale udvikling i Danmark.

Kysterne er i stigende grad under pres fra menneskelig aktivitet. Kysterosion kan bremses på en lokalitet med hårde kystbeskyttelsesanlæg (skråningsbeskyttelser, høfder, mure, bølgebrydere mv.), men anlæggene vil ofte øge erosionen langs tilstødende strækninger når bølger og strømmen forsøger på at opretholde en naturlig sedimentbalance. Havnebygning og inddæmninger har tilsvarende forrykket den naturlige dynamik mange steder.

I vurdering af effekterne af ændrede forhold, menneskeskabte eller ej, er en detaljeret forståelse af naturprocesserne og de dynamiske forhold essentiel. Dette gælder i forhold til kystbeskyttelsestiltag generelt og ift. f.eks. forvaltningen af strandenge. Det giver således ikke mening at søge at etablere nye strandenge i områder, hvor de naturgivne forhold er uegnede. Mange strandenge hviler på et fundament af grovere sediment, typisk overvejende sand hvis de er marint dannet, eller et glaciogent underlag. Også dybdeforholdene nær kysten har stor betydning for sedimentbalancen og den potentielle udvikling af ny strandeng.

Havstigninger og øvrige forventede klimaeffekter vil generelt føre til øget kysterosion. På eksponerede strækninger, hvor den naturlige kysterosion i forvejen er stor, vil påvirkningen fra klimaændringer være relativt mindre end på beskyttede kyster, der i dag ikke oplever erosion eller har lave erosionsrater.

Værktøjet kystatlas.dk viser overordnet de seneste århundreders kystlinjeændringer i Danmark (jf. (Bird, 1974; Earnshaw, Sørensen, & Sørensen, 2013; Kabuth, Kroon, & Pedersen, 2014; Sørensen, Drønen, Knudsen, Jensen, & Sørensen, 2016). Det giver også en bred vifte af offentligt tilgængelige oplysninger om de danske kyster. Kystatlas.dk inkluderer skøn over den autonome erosion langs kyster, der er beskyttet i dag, såfremt der ikke havde været gennemført tiltag. Senest har (KDI, 2020) udgivet værktøjet kystplanlægger.dk, hvor der for alle Danmarks kyststrækninger er skitseret risikobaserede og helhedsorienterede tilgange til håndtering af erosion og oversvømmelse. Materialet vil løbende blive udbygget.

For Storbritannien undersøgte (Ladd, Duggan-Edwards, Bouma, Pagès, & Skov, 2019) 100 strandengsområders udvikling mellem 1967 og 2016 baseret på gamle kort og ortofotos. De fandt, at strandengene i den sydøstlige del gradvist er blevet mindre, mens de i den nordvestlige del gradvist er vokset.

Forskelle fra sydøst mod nordvest forklares med en tilsvarende sydlig til nordlig gradient af sedimentflux ind i strandengsområderne samt det frie stræk, de vindinducerede bølger kan vokse over. (Mariotti & Fagherazzi, 2013) har for amerikanske mikrotidale strandengskyster sat en grænse ved 10 km frit stræk for forlandserosion. En så skarp grænse er næppe universel, men den indikerer, at der skal en vis energiaktivitet til for, at der er sediment til rådighed til den vertikale opbygning, men ikke for meget energi, da det så "koster" på den laterale erosion. På de britiske kyster med lange frie stræk er der typisk brede forstrande, hvor store dele af bølgeenergien afsættes, inden den når strandengene.

I USA har en generel nedgang i sedimenttilførslen til den amerikanske østkyst ført til, at strandengsområder er mindsket kraftigt (Weston, 2013). I Storbritannien er det ikke påvist, at fluviale eller marine sedimentkilder er blevet færre, men der er sket en gradvis reduktion af vader i sydøst (Taylor, Murdock, & Pontee, 2004) og hermed også en reduktion af muligheden for sedimenttilførsel til strandengene herfra. Det har udsat disse for en langvarig lateral erosion.

Marint dannede forlande og strandenge bidrager mange steder til at reducere strøm og tidevand. Reduktionen kan potentielt ændre de hydrodynamiske forhold og dermed sedimentationsmønstret på større skala i f.eks. fjorde. Mens fokus gennem tiden har været begrænset til de enkelte strandenges dynamik (vertikal og lateral erosion og udvikling) og evt. respons på klimaændringer, skal det fremadrettet også holdes for øje, at naturtypen spiller en rolle for hele det marine system, den indgår i.

Sammenfattende konkluderes, at strandenges udvikling både vertikalt og lateralt afhænger af samspillet mellem en række faktorer. Udviklingen beror oftest på lokale forhold, hvorfor det kan være svært at generalisere på tværs af lokaliteter. Overordnet set kan en mindre, relativ havstigning bidrage til øget vækst, såfremt sedimenter ikke er en begrænsende faktor. For Danmark er der lavet videnskabelige undersøgelser, om end meget stadig er uudforsket, vedrørende marskområders respons på klimabetinget acceleration i stigningsrater i middelvandstand. Til gengæld er der ikke lavet en samlet vurdering af den historiske udvikling af danske strandenge i tilknytning til sedimentforhold. Der er heller ikke lavet undersøgelser eller vurderinger, der fremskriver kystlandskaber og herunder strandenges udvikling som følge af klimapåvirkninger. Det vurderes at være essentielt at opbygge denne viden som udgangspunkt for den fremtidige forvaltning af strandenge og strandengsnatur.

# 4 METODE

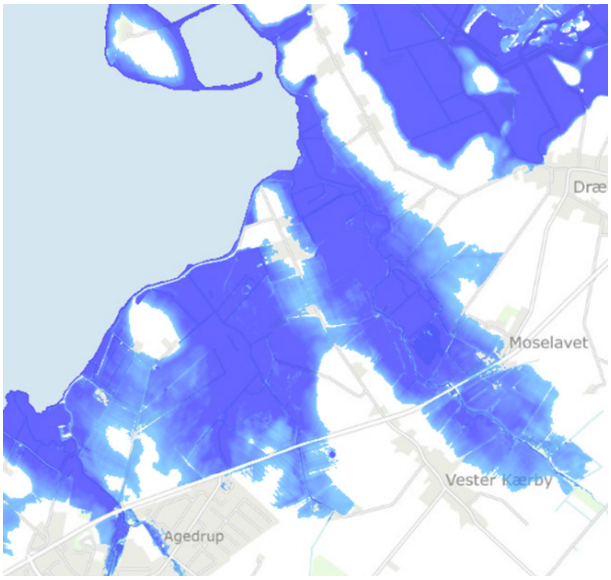
## 4.1 ANALYSE AF OVERSVØMMELSER

Der er udført en landsdækkende beregning af, hvor store arealer, der vil være oversvømmet, dels ved den permanente stigning i middelvandspejlet og dels ved 10-års stormflods-hændelser fremskrevet til om 50 og 100 år. Til modelleringen er der benyttet SCALGO LIVE, som er et værktøj, der kan vise potentielt oversvømmede arealer som funktion af vandspejlshøjden ved kysten. Fordelen ved SCALGO LIVE er at det er et simpelt og gennemskueligt værktøj, som på et landsdækkende og ensartet niveau, kan vise de oversvøm-mede områder på baggrund af den valgte vandstandskote.

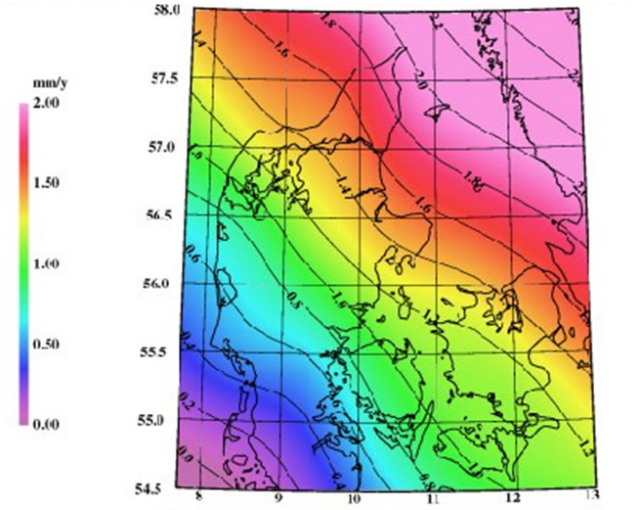
Da SCALGO live er et statisk værktøj indgår der ikke et tidsligt perspektiv i beregningerne. Det er således peaket af en stormflodshændelse, der vises, uden kobling til varighed af hændelsen, terrænets ruhed m.m. (tiden og muligheden vandet har for at løbe fra havet og ind på land).

### 4.1.1 LANDHÆVNING

Klimaforandringerne betyder en øget is-afsmeltning ved polerne. Dette bevirker en stigning i middelvandspejlet. En modsatrettet effekt er landhævningen, som skyldes




Figur 4-1 Udsnit af oversvømmelser via SCALGO LIVE.



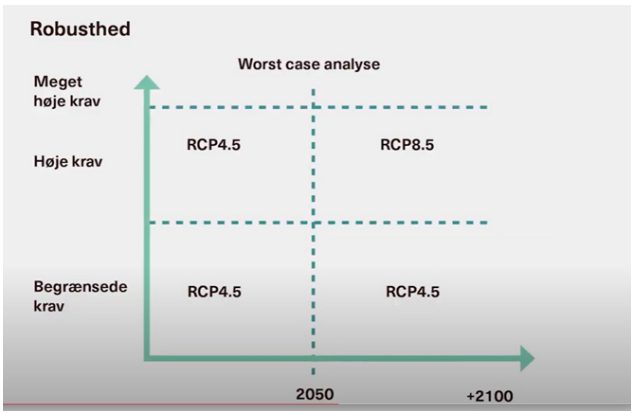

Figur 4-2 Landhævningens variation på tværs af Danmarks geografi. Gennemsnitlig stigning svarer til ca. 1 mm pr. år. Knudsen et al 2016.

belastningen fra sidste istid (sammentrykning pga. vægten af isens masse på land). Danmark rejser sig således stadig med en rate pr. år angivet på nedenstående figur.

### 4.1.2 VALG AF SCENARIER

Der benyttes i analysen et klimascenarie svarende til IPCC's RCP 8.5.

Scenariet baseres på, at udledningen af $CO_2$ fortsætter som hidtil. RCP 8.5-scenariet anbefales til langsigtet planlægning, som vist på nedenstående figur, og det er det scenarie, der typisk benyttes ift. klimatilpasning af infrastruktur og urbane områder.




Figur 4-3 Der er i projektet taget udgangspunkt i klimafremskrivning svarende til RCP8.5. Med udgangspunkt i figuren svarer dette til planlægning i lang tidshorisont med høje krav (KDI.dk).

For hver kommune beregnes stigningen i middelvandspejl som følge af klimaforandringerne med nedslag i år 2070 og 2120. Landhævningen er modregnet i alle tilfældene. Statistikken og fremskrivningen af middelvandsspejlet baserer sig på COWIs rapport "Byernes udfordringer med havvandsstigning og stormflod – COWI for Realdania 2017" (COWI, Byernes udfordringer med havvandsstigning og stormflod – for Realdania, 2017) og er ekstrapoleret til resten af landet.

Vi har valgt at benytte en stormflodshændelse svarende til en 10 års hændelse, dvs. en hændelse, der indtræffer hvert 10. år. Dette er gjort for at kunne analysere områder, som "relativt" hyppigt er oversvømmet ved stormflod, og hvor hyppigheden betyder. at f.eks. produktion (landbrug) besværliggøres ift. tab af afgrøder m.m. Udsnit af de benyttede koter kan ses i tabellen herunder:

| B Y | T10 2070 | T10 2120 | VSP_2070 | VSP_2120 |
|---|---|---|---|---|
| Espergærde | 194 | 247 | 42 | 95 |
| Helsingør | 196 | 249 | 42 | 95 |
| Frederikssund | 183 | 237 | 43 | 97 |
| Frederiksværk | 184 | 238 | 43 | 97 |
| Jyllinge | 182 | 236 | 43 | 97 |
| Roskilde | 181 | 235 | 44 | 98 |
| Holbæk | 186 | 240 | 44 | 98 |
| Kalundborg | 169 | 224 | 44 | 99 |
| Korsør | 163 | 218 | 45 | 100 |
| Middelfart | 174 | 231 | 46 | 103 |
| Kerteminde | 173 | 229 | 45 | 101 |
| Nyborg | 165 | 221 | 45 | 101 |
| Odense | 191 | 247 | 45 | 101 |

Tabel 4-1 Eksempel på benyttede resulterende vandspejlskoter for både 10 års hændelser (T10) og stigning i middelvandsspejl (VSP) for henholdsvis 2070 og 2120.

### 4.1.3 SUPPLERENDE ANALYSER AF LAVTLIGGENDE OMRÅDER

Denne supplerende analyse tager udgangspunkt i linjetemaet DHM-2007/ Højdekurver, som indeholder højdekurver med en ækvidistance på 0,5 meter. Det er udgivet af Styrelsen for Dataforsyning og Effektivisering og hentet fra Kortforsyningen. Fra dette linjetema er udvundet de højdekurver, som ligger i kote 1 meter DVR eller lavere, og som herefter konverteres til polygoner. Disse områder klippes til kommunepolygoner, med henblik på at kunne udregne arealer på kommuneskala og et polygontema med søer fratrækkes, for at disse ikke inkluderes i arealberegningen af de oversvømmede områder. Nu inddrages et linjetema med diger og dæmninger som ligger inden for 1 km af kystlinjen, udvundet fra datalaget GeoDanmark hentet fra Kortforsyningen. Disse linjer bruges til at 'splitte' polygontemaet, så det opdeler områderne i kote 1.0 eller lavere, i områder der ligger henholdsvis foran og bagved diger/dæmninger. Herefter udpeges de områder, som ligger foran diger/dæmninger, ved at lave en "select by location" af de områder, som umiddelbart berører et linjetema med kyststrækningen. Herefter kan udregnes et samlet areal af områderne pr.

kommune, arealet af områderne, som ligger foran diger/dæmninger, og differencen mellem disse to værdier er så arealet af områderne bagved diger/dæmninger.

## 4.2 ANALYSER AF NATUR

### 4.2.1 KORTGRUNDLAG

MapInfo professional 11.5 og ArcGIS 10.8 blev brugt til at lave alle analyser i dette studie. Alle præsenterede kort er lavet ved brug af ArcMap 10.8. Konversionen fra MapInfo filer til ArcGIS filer blev gjort med QGIS desktop 2.18.4.

For at etablere et udgangspunkt (eksisterende forhold), blev alle analyser (alle undersøgte områder i de 76 kommuner) lavet for hele landet. For at udregne effekten af oversvømmelser på de valgte scenarier i hver kommune, blev alle gis lag klippet med oversvømmelsesarealet.

For at klippe alle polygonerne, blev funktionen ”erase outside” brugt i MapInfo. Denne funktion klipper alt udenom fra alt inden i valgte polygoner. Dette resulterer i et nyt lag, som indeholder alle polygoner og dele af polygoner, som er inde i oversvømmelsesområderne. Man kan derved fjerne alle polygoner og dele af polygoner som lå udenfor oversvømmelsesområderne. MapInfo’s SQL-funktion (queries) blev brugt til at finde de relevante data fra hvert lag fra hvert scenarie. Alle udregnede arealer blev fundet med funktionen "cartesian area" i hektarer. De specifikke 'queries', som blev brugt, er beskrevet detaljeret i bilag 1.

Fra GIS-lag med §3-naturtyper blev data fundet ved at samle polygoner med samme naturtype og status.

### 4.2.2 VALG AF DATA FOR NATURTYPER OG ARTER

For at vælge de relevante datasæt til denne undersøgelse blev en stor mængde datasæt fra forskellige nationale og internationale databaser undersøgt. Datakvaliteten såvel som relevansen af de indeholdte data blev evalueret for at afgøre, hvilke datasæt der skulle bidrage til denne undersøgelse.

Datakvaliteten blev evalueret på grundlag af deres nationale ensartethed og deres kvalitetssikringsprocedurer. Fugledata fundet i databaser som e-bird, Fugle Atlas I og II samt gbif er baseret på borgervidenskabelig deltagelse, hvilket giver en national skævhed på grund af befolkningsfordeling og turisme. Det var ikke i projektet muligt at reducere denne bias, og derfor blev disse data ikke brugt. Vi gennemgik i stedet de nationale rødlistearter for flora og fauna for at finde relevante distributionskort for de nævnte arter.

Data for insekter, herunder løbe- og bladbiller, vandgravere, bier, svirrefluer og natsommerfugle, var meget uensartede. Forekomst og udbredelse var meget forskellige fra database til database, og de blev derfor ikke inddraget i undersøgelsen.

Efter den generelle revision af tilgængelige data og kvalitetsdata besluttede vi at inkludere de GIS-lag, der er vist i Tabel 4-2.

Mange af de inkluderede GIS-lag blev ekstraheret fra Miljøportalen, Styrelsen for Dataforsyning og Effektivisering samt Natur- og erhvervsstyrelsen. Alle disse lag omhandler den generelle anvendelse af jorden (byer, landbrugsjord osv.) og beskyttelse (f.eks. Natura 2000, §3 osv.).

Vi analyserede desuden datasæt med artsfordelinger for nøglearter samt tilgængelige data for levesteder, herunder de overvågede områder med fugle- og padder (begge fra Naturdata. MiljøGIS). Udpegede levesteder for enkelte arter, som forekommer i MiljøGIS, blev inkluderet direkte i vores analyser. De overvågede områder blev vurderet, før de blev inddraget. Vi inkluderede overvågede områder (som proxy for en artsfordeling), når der havde været mindst 1 mulig art, der stødte på i de tilgængelige datasæt (de tilgængelige år var afhængige af hver art fugle, se Tabel 4-2. Det betyder, at fra alle overvågede områder (polygoner), der er tilgængelige fra hver enkelt art (fugle og padder), inkluderede vi kun de områder (polygoner), hvor arten var blevet identificeret de seneste år.

Med hensyn til rødlistede strandengsplanter er anvendt data for konkrete voksesteder, hvor disse arter er fundet i de seneste 20 år. Dette datasæt er fra Atlas Flora Danica (Dansk botanisk forening & Hartvig, 2015) og blev stillet til rådighed af AAGE V. JENSENS FOND og Dansk Botanisk Forening.

| INDHOLD | DATALAG NAVN | DATAKILDE |
|---|---|---|
| Kommuner | Kommuner (DAGI) | Styrelsen for Dataforsyning og Effektivisering |
| Byer/Sommerhusområder | Pdk_zonekort_wfs | Naturerhvervstyrelsen |
| Markblok-kort | Markblok | Naturerhvervstyrelsen |
| Skov typer (Natura 2000) | np3b2020_skov_2016_2019 | Danmarks Miljøportal |
| High Natura Value indix (HNV2020) | HNV2020 | Danmarks Miljøportal |
| Natura 2000 | Natura 2000 | Danmarks Miljøportal |
| Lyståben Natur (Natura 2000) | np3b2020_lysaaben_natur2016_2019 | Danmarks Miljøportal |
| Levesteder (Natura 2000) | np3b2020_levesteder_arter | Danmarks Miljøportal |
| Levesteder fugle (Natura 2000) | np3b2020_levesteder_fuglearter | Danmarks Miljøportal |
| Søer (Natura 2000) | np3b2020_soer_over5ha | Danmarks Miljøportal |
| §3 Natur | Beskyttet natur | Danmarks Miljøportal |
| Skov | Skov | Danmarks Miljøportal |
| Levesteder | KORTLAEG_LEVESTEDER_FL | Danmarks Miljøportal |
| Kortlægning af levesteder for fugle og padder - nøglearter | Brushane | Danmarks Miljøportal |
| | Dværgmåge | Danmarks Miljøportal |
| | Engryle og brushane | Danmarks Miljøportal |
| | Enryle | Danmarks Miljøportal |
| | Engr_brush | Danmarks Miljøportal |
| | Hedehøg | Danmarks Miljøportal |
| | Hvid præst | Danmarks Miljøportal |
| | Hvid præst kyst | Danmarks Miljøportal |
| | Kystfugle | Danmarks Miljøportal |
| | Plettet rørvagtel | Danmarks Miljøportal |
| | Sandterne | Danmarks Miljøportal |
| | Søer | Danmarks Miljøportal |
| | Sortterne | Danmarks Miljøportal |
| | Vandsalamander og klokkefrø | Danmarks Miljøportal |
| | Vandhulsarter | Danmarks Miljøportal |
| | Stor vand salamander klokkefrø og sø-naturtyper | Danmarks Miljøportal |
| Overvågningsarealer af nøglearter af fugle | Dværgmåge (2012-2016) | Danmarks Miljøportal |
| | Engfugle (2018) | Danmarks Miljøportal |
| | Engryle (2010-2016) | Danmarks Miljøportal |
| | Fjordterne (2012-2015) | Danmarks Miljøportal |
| | Havterne (2012-2015) | Danmarks Miljøportal |
| | Hedehøg (2012-2016) | Danmarks Miljøportal |
| | Hjejle (2012-2016) | Danmarks Miljøportal |
| | Hvidbrystet præstekrave (2012-2016) | Danmarks Miljøportal |
| | Klyde (2013-2014) | Danmarks Miljøportal |

| | | |
|---|---|---|
| | Plettet rørvagtel | Danmarks Miljøportal |
| | Skestork (2017-2019) | Danmarks Miljøportal |
| | Sortterne (2012-2016) | Danmarks Miljøportal |
| | Splitterne (2012-2015) | Danmarks Miljøportal |
| Nøglearter af padder | Brune frøer (2011-2019) | Danmarks Miljøportal |
| | Butsnudet fr (2011-2019) | Danmarks Miljøportal |
| | Grønbroget tudse (2011-2019) | Danmarks Miljøportal |
| | Løgfrø (2011-2019) | Danmarks Miljøportal |
| | Spidssnudet frø (2011-2019) | Danmarks Miljøportal |
| | Springfrø (2011-2019) | Danmarks Miljøportal |
| | Stor vandsalamander (2011-2019) | Danmarks Miljøportal |
| | Strandtudse (2011-2019) | Danmarks Miljøportal |
| | Brune frøer (2011-2019) | Danmarks Miljøportal |
| Rødlistede planter | Bupleurum tenuissimum | Atlas of Flora Danica-data |
| | Centaurium littorale | Atlas of Flora Danica-data |
| | Centaurium littorale var. glomeratum | Atlas of Flora Danica-data |
| | Centaurium littorale var. littorale | Atlas of Flora Danica-data |
| | Cerastium subtetrandrum | Atlas of Flora Danica-data |
| | Deutzia x lemoinei | Atlas of Flora Danica-data |
| | Dianthus armeria | Atlas of Flora Danica-data |
| | Gentianella baltica | Atlas of Flora Danica-data |
| | Gentianella uliginosa | Atlas of Flora Danica-data |
| | Holosteum umbellatum | Atlas of Flora Danica-data |
| | Iris spuria | Atlas of Flora Danica-data |
| | Limonium humile | Atlas of Flora Danica-data |
| | Limonium humile x vulgare | Atlas of Flora Danica-data |
| | Odontites litoralis | Atlas of Flora Danica-data |
| | Parapholis strigosa | Atlas of Flora Danica-data |
| | Serratula tinctoria | Atlas of Flora Danica-data |
| | Stellaria crassifolia | Atlas of Flora Danica-data |
| | Trifolium micranthum | Atlas of Flora Danica-data |

Tabel 4-2 Anvendte GIS-lag med naturdata

# 5 RESULTATER – PERMANENT TAB AF NATUR VED STIGNING I MIDDELHAVVANDSTANDEN

## 5.1 INDHOLD

I dette kapitel formidles de overordnede resultater af den beregnede, middelhavvandsstigning, dvs. de arealkategorier, der vil blive permanent dækket at havet som følge af de klimainducerede havvandsstigninger. I international litteratur bruges ofte betegnelsen SLR 'Sea level rise', altså stigningen i middelhavvandstand.

Modelleringens og dermed resultaternes usikkerheder er beskrevet og diskuteret i kapitel 8 og afsnit 8.15.

## 5.2 AREALANVENDELSE

Analysen viser, at 76 af Danmarks 98 kommuner gradvist vil miste væsentlige arealer til havet i løbet af de næste 100 år. Påvirkningen af de overordnede are-alanvendelser: Landbrugsarealer, skove, byer, beskyttet lysåben natur og internationale naturbeskyttelsesområder (Natura 2000) fremgår af Tabel 5-1. Det største tabte areal vil i udgangspunktet (uden afværgeforanstaltninger) ske på landbrugsarealer, men det største relative tab vil være af beskyttet natur og lysåbne habitatnaturtyper.

| | TOTALAREAL (HA) | PERMANENT OVER-SVØMMELSE (HA) | | PERMANENT OVERSVØMMELSE (%) | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | 2070 | 2120 | 2070 | 2120 |
| Landbrug | 2.292.678 | 7732 | 36.897 | 0,3 | 1,6 |
| Skov | 508.603 | 727 | 1.551 | 0,1 | 0,3 |
| By | 272.087 | 500 | 1.621 | 0,2 | 0,6 |
| § 3 natur | 366.899 | 9855 | 32.551 | 2,7 | 8,9 |
| Natura 2000 | 330.952 | 10010 | 36.005 | 3,0 | 10,9 |
| Habitatnaturtyper (lysåbne) | 152.584 | 5812 | 20.846 | 3,8 | 13,7 |

Tabel 5-1 Påvirkning af arealanvendelse i de 76 kommuner i hhv. 2070 og 2120.

## 5.3 BYER

Byer består i analysen af byzonearealer og sommerhusområder. Der vil således forsvinde i alt 500 ha by i 2070 og 1.621 ha 2120. Beregningen forudsætter, at der ikke udføres afværgetiltag. Fordelingen mellem byzone og sommerhus-områder fremgår af Tabel 5 2. Heraf ses, at der permanent oversvømmes mest byzone (894 ha), men at den relative andel af tabet er størst i sommerhusområderne (1,6 %).

| PERMANENT TAB AF BYER | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| Arealtype | Samlet areal (ha) | Permanent oversvømmelse (ha) | | Permanent oversvømmelse (%) | |
| | | 2070 | 2120 | 2070 | 2120 |
| Byzone | 226.788 | 366 | 894 | 0,2 | 0,4 |
| Sommerhusområde | 45.299 | 134 | 727 | 0,3 | 1,6 |
| Total | 272.087 | 500 | 1621 | 0,2 | 0,6 |

Tabel 5-2 Tabel som viser fordelingen mellem tab af areal i hhv. byzone og sommerhusområder i de 76 kommuner som følge af havvandsstigninger i hhv. 2070 og 2120.

Beregningen er lavet for alle 76 kommuner, som påvirkes af havvandsstigninger. Det højeste tab af byzone i 2120 vil - uden yderligere afværgeforanstaltninger - ske i København, Odense og Kerteminde kommuner

| KOMMUNE | PERMANENT TAB AF BYZONE I 2120 (HA) |
|---|---|
| København | 98 |
| Odense | 86 |
| Kerteminde | 71 |
| Ringkøbing | 63 |
| Næstved | 55 |
| Lemvig | 38 |
| Kolding | 35 |
| Køge | 31 |
| Horsens | 29 |
| Roskilde | 27 |

Tabel 5-3 De 10 kommuner, som permanent taber mest byzone frem mod år 2120, som følge af havvandsstigninger.

Det største tab af sommerhusområder i 2120 vil uden afværgeforanstaltninger ske i Ringkøbing, Odsherred og Mariagerfjord kommuner.

| KOMMUNE | PERMANENT TAB AF SOMMERHUSOMRÅDE I 2120 (HA) |
|---|---|
| Ringkøbing | 148 |
| Odsherred | 75 |
| Mariagerfjord | 53 |
| Nordfyn | 41 |
| Kalundborg | 41 |
| Slagelse | 30 |
| Frederikshavn | 28 |
| Lolland | 28 |
| Frederikssund | 26 |
| Lemvig | 24 |

Tabel 5-4 De 10 kommuner, som permanent taber det sommerhusområdeareal frem mod år 2120, som følge af havvandsstigninger.

## 5.4 LANDBRUGSAREALER

Det totale tab af landbrugsarealer er beregnet til hhv. 7.732 ha i 2070 og 36.897 ha i 2120, hvilket svarer til hhv. 0,3 og 1,6 % af det samlede landbrugsareal. De største landbrugsarealer vil i 2120 forsvinde i følgende kommuner:

| KOMMUNE | TAB AF LANDBRUGSJORD I 2120 (HA) |
|---|---|
| Ringkøbing | 8241 |
| Aalborg | 2280 |
| Randers | 2267 |
| Lolland | 1771 |
| Norddjurs | 1679 |
| Mariagerfjord | 1496 |
| Tårnby | 1293 |
| Vesthimmerland | 1278 |
| Vordingborg | 1250 |
| Læsø | 1206 |

Tabel 5-5 10 kommuner med størst permanent tab af landbrugsjord i 2120

I analysen er anvendt Landbrugsstyrelsens markblokkort, hvori landbrugsjorden opdelt i en række undertyper. Disse undertyper anvendes ved tildeling af arealstøtte og fortæller ikke nødvendigvis noget éntydigt om driften af det enkelte areal.

| | |
|---|---|
| ING | Ingen støtte under grundbetaling – 2 % af land-brugsarealet |
| LDP | Skov med tilsagn – 1 % af landbrugsarealet |
| MIX | Blandingsmarkblok – 3 % af landbrugsarealet |
| OMD | Omdrift – 83 % af landbrugsarealet |
| PAF | Permanente afgrøder – 0,5 % af landbrugsarealet |
| PGR | Permanent græs – 10 % af landbrugsarealet |
| VKS | Væksthuse – 0,005 % af landbrugsarealet |

Tabel 5-6 Landbrugsstyrelsens opdeling af undertyper, som anvendes ved tildeling af arealstøtte.

Hovedparten af kategorien OMD – omdrift, er reelt dyrkede marker, men en del af både OMD – Omdrift og PGR – permanent græs, er § 3-beskyttet eng. Der vil dermed være et overlap mellem resultatet af oversvømmet landbrugsjord i dette kapitel og i kapitlerne om oversvømmet natur i kapitel 5.6 og 5.7.

Tabet af landbrugsjord vil især ske på omdriftsarealer og arealer med permanent græs, som det fremgår af Tabel 5 7.

| PERMANENT TAB AF LANDBRUGSAREALER | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| Arealtype og andel af samlet landbrugsareal | Totalareal (ha) | Permanent oversvømmelse (ha) | | Permanent oversvømmelse (%) | |
| | | 2070 | 2120 | 2070 | 2120 |
| Ingen støtte under grundbetaling (ING) (2%) | 48385 | 115 | 550 | 0,2 | 1,1 |
| Skov med tilsagn (LDP) (1 %) | 22614 | 2 | 19 | 0,0 | 0,1 |
| Blandingsmarkblok (MIX) (3 %) | 66141 | 783 | 3578 | 1,2 | 5,4 |
| **Omdrift (OMD) (83 %)** | **1908773** | **3367** | **17388** | **0,2** | **0,9** |
| Permanente afgrøder (PAF) (0,5 %) | 11354 | 27 | 111 | 0,2 | 1,0 |
| **Permanent græs (PGR) (10 %)** | **235321** | **3438** | **15251** | **1,5** | **6,5** |
| Væksthuse (VKS) (0,005 %) | 89 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| **Total** | **2292678** | **7732** | **36897** | **0,3** | **1,6** |

Tabel 5-7 Permanent tab af landbrugsjord fordelt på en række støttekategorier. For hver kategori er vist, hvor stor en andel, kategorien udgør af det samlede landbrugsareal.

Et sådant tab af landbrugsjorder vil resultere i et værdi- og produktionstab. Sættes landbrugsjord til en gennemsnitspris på 152.500 kr./ha (gennemsnitspris for 2. kvartal i 2021 jf. Danmarks Statistik) svarer dette alene til et værditab på 5,6 mia. kr.

## 5.5 SKOVE

I Danmark har vi ikke særligt salttolerante træer, som det f.eks. kendes fra mangrovesumpe i troperne. Der er således kun meget få skovbevoksede arealer, som vokser tæt på saltpåvirkede arealer. Trods dette, viser analysen, at der i 2070 vil være permanent oversvømmet 727 ha skov, mens der i 2120 vil være tabt 1550 ha skov. Hovedtal for skov og forventet oversvømmelse heraf i de 76 kommuner fremgår af Tabel 5-8.

| PERMANENT TAB AF SKOV | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | Totalareal (ha.) | Permanent oversvømmelse (ha.) | | Permanent oversvømmelse (%) | |
| | | 2070 | 2120 | 2070 | 2120 |
| **Skov** | **508603** | **727** | **1551** | **0,1** | **0,3** |

Tabel 5-8 Skovarealet i de 75 kommuner og beregnet tab som følge af havvandsstigninger i hhv. 2070 og 2120.

De største arealer med skov, som forventes at forsvinde i havet inden 2120, ligger i følgende fem kommuner:

| KOMMUNE | PERMANENT TAB AF SKOV I 2120 |
|---|---|
| Jammerbugt | 340 |
| Mariagerfjord | 202 |
| Norddjurs | 140 |
| Ringkøbing | 99 |
| Næstved | 73 |

Tabel 5-9 De fem kommuner med størst permanent tab af skov i 2120 som følge af havvandsstigninger.

## 5.6 PERMANENT TAB AF §3-BESKYTTEDE NATURTYPER

Analysen viser, at 9.855 ha beskyttet natur vil forsvinde i havet i 2070, mens 32.551 ha vil være forsvundet i 2120. Tabet af de beskyttede naturtyper vil fordele sig ujævnt, således at de kystnære typer vil være mest udsatte. Et overblik over tabet fremgår af Tabel 5-10.

| PERMANENT TAB AF §3 NATURTYPER | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| Naturtype | Total (ha) i 76 kommuner | Permanent oversvømmelse (ha) | | Permanent oversvømmelse (%) | |
| | | 2070 | 2120 | 2070 | 2120 |
| Eng | 85.592 | 1102 | 3812 | 1,3 | 4,5 |
| Hede | 72.242 | 92 | 311 | 0,1 | 0,4 |
| Mose | 80.462 | 651 | 3078 | 0,8 | 3,8 |
| Overdrev | 31.415 | 89 | 242 | 0,3 | 0,8 |
| Sø | 52.697 | 1575 | 5201 | 3,0 | 9,9 |
| Strandeng | 44.491 | 6346 | 19908 | 14,3 | 44,7 |
| Total | 366.899 | 9855 | 32551 | 2,7 | 8,9 |

Tabel 5-10 Overblik over arealstørrelser og tab af §3-beskyttet natur i hhv. 2070 og 2120

Vandløb er også en beskyttet naturtype, men da der ikke findes nationalt tilgængelige data for vandløbenes bundkote, vandspejl, vandløbsprofiler osv., kan analysemetoden kan ikke bruges meningsfuldt for vandløb.

Tabet af beskyttet natur fordeler sig ujævnt i landet. De kommuner, som mister det største areal af beskyttet natur, fremgår af nedenstående tabel.

| 10 KOMMUNER MED STØRST SAMLET TAB AF § 3 NATUR I 2120 | |
|---|---|
| Kommune | Tab af §3-natur i 2120 (ha) |
| Ringkøbing | 7599 |
| Vordingborg | 1660 |
| Thisted | 1548 |
| Aalborg | 1505 |
| Læsø | 1435 |
| Fanø | 1183 |
| Randers | 1109 |
| Skive | 1066 |
| Morsø | 1041 |
| Slagelse | 888 |

Tabel 5-11 De 10 kommuner, som permanent taber mest beskyttet natur frem mod år 2120, som følge af havvandsstigninger.

Strandengene er mest udsatte. Der vil således være forsvundet hhv. 6.346 ha i 2070 og 19.908 ha i 2120 (44,8 %).

Som det fremgår af Tabel 5-10 er der også væsentlige tab af andre beskyttede naturtyper. Analysen viser, at der i 2120 vil være oversvømmet hhv. 3812, 3078 og 5201 ha af eng, mose og sø. Det største tab af disse naturtyper vil ske i følgende kommuner:

| TAB AF §3 ENG, MOSE OG SØ I 2120 (HA) VED MIDDELHAVVANDSSTIGNING | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| Kommune | Eng (ha) | Kommune | Mose (ha) | Kommune | Sø (ha) |
| Ringkøbing | 1243 | Ringkøbing | 1050 | Ringkøbing | 3017 |
| Randers | 342 | Norddjurs | 182 | Thisted | 437 |
| Jammerbugt | 239 | Randers | 169 | Skive | 235 |
| Norddjurs | 216 | Skive | 147 | Morsø | 139 |
| Kalundborg | 158 | Aalborg | 128 | Randers | 125 |
| Hedensted | 137 | Morsø | 120 | Aarhus | 118 |
| Vordingborg | 127 | Varde | 111 | Aalborg | 112 |
| Aalborg | 124 | Middelfart | 82 | Slagelse | 100 |
| Slagelse | 111 | Næstved | 78 | Lemvig | 98 |
| Skive | 99 | Kolding | 74 | Kolding | 65 |

Tabel 5-12 De 10 kommuner, som taber mest §3-beskyttet eng, mose og sø frem mod år 2120.

## 5.6.1 PERMANENT TAB AF §3-STRANDENG

Det samlede strandengsareal i Danmark i 2016 iflg. Tabel 3-3 er 46.734 ha. §3-beskyttet strandeng er mange steder kun groft kortlagt og rummer som nævnt også delområder med lave klitter, overdrev, vældpåvirkede kær/moser, småsøer, enge mm. Det betyder, at den reelle andel af 'tabt strandeng' i hhv. 2070 og 2120 reelt vurderes at være større end det fremgår af Tabel 5-10.

Der er naturligvis stor forskel på, hvordan det permanent oversvømmede strandengsareal fordeler sig på kommunerne. De største tab af §3-beskyttet strandeng ses på Tabel 5-13.

| KOMMUNE | PERMANENT TAB AF STRANDENG HA (I 2120) |
|---|---|
| Ringkøbing | 2219 |
| Vordingborg | 1441 |
| Læsø | 1325 |
| Aalborg | 1132 |
| Fanø | 1118 |
| Thisted | 956 |
| Morsø | 727 |
| Guldborgsgrund | 637 |
| Varde | 607 |
| Slagelse | 597 |

Tabel 5-13 De 10 kommuner med det største, permanente tab af § 3-strandeng i 2120.

## 5.6.2 PERMANENT TAB AF HABITATNATURTYPER

Data for habitatnaturtyperne er en central del af nærværende analyse og det beregnede, permanente tab af habitatnatur fremgår af Tabel 5-14.

| PERMANENT TAB AF HABITATNATUR | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Habitatnaturtype | Kode | Total areal (ha) | Permanent oversvømmelse (ha) | | Permanent oversvømmelse (%) | |
| | | | 2070 | 2120 | 2070 | 2120 |
| Strandvold med enårige | 1210 | 162 | 12 | 57 | 7,6 | 35,5 |
| Strandvold med flerårige | 1220 | 801 | 55 | 240 | 6,8 | 30,0 |
| Kystklint/klippe | 1230 | 349 | 11 | 31 | 3,2 | 8,8 |
| Enårig strandengsvegetation/kvellervade | 1310 | 3806 | 503 | 2614 | 13,2 | 68,7 |
| Vadegræssamfund | 1320 | 52 | 21 | 36 | 40,5 | 69,2 |
| Strandeng | 1330 | 29814 | 4876 | 15466 | 16,4 | 51,9 |
| Indlandssalteng | 1340 | 16 | | | | |
| Forklit | 2110 | 894 | 14 | 103 | 1,6 | 11,5 |
| Hvid klit | 2120 | 2052 | 16 | 52 | 0,8 | 2,5 |
| Grå/grøn klit | 2130 | 22604 | 50 | 423 | 0,2 | 1,9 |
| Klithede | 2140 | 27454 | 10 | 139 | 0,0 | 0,5 |
| Havtornklit | 2160 | 2171 | 13 | 84 | 0,6 | 3,9 |
| Gråris klit | 2170 | 4588 | 56 | 152 | 1,2 | 3,3 |
| Klitlavning | 2190 | 12621 | 15 | 137 | 0,1 | 1,1 |
| Enebærklit | 2250 | 1365 | 0 | 2 | 0,0 | 0,2 |
| Visse-indlandsklit | 2310 | 1095 | | | | |
| Revling-indlandsklit | 2320 | 2233 | | | | |
| Græs-indlandsklit | 2330 | 211 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| Våd hede | 4010 | 5567 | 0 | 30 | 0,0 | 0,5 |
| Tør hede | 4030 | 7951 | 0 | 63 | 0,0 | 0,8 |
| Enekrat | 5130 | 728 | 0 | 0 | 0,0 | 0,1 |
| Tør overdrev på kalkholdigt sand | 6120 | 155 | 0 | 3 | 0,0 | 2,0 |
| Kalkoverdrev | 6210 | 2083 | 6 | 68 | 0,3 | 3,2 |
| Surt overdrev | 6230 | 6004 | 49 | 342 | 0,8 | 5,7 |
| Tidvis våd eng | 6410 | 4889 | 50 | 460 | 1,0 | 9,4 |
| Urtebræmme | 6430 | 0 | | | | |
| Højmose | 7110 | 2442 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| Nedbrudt Højmose | 7120 | 1224 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| Hængesæk | 7140 | 1296 | 0 | 2 | 0,0 | 0,1 |
| Tørvelavning | 7150 | 1076 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| Avneknippemose | 7210 | 117 | 0 | 0 | 0,0 | 0,4 |
| Kildevæld | 7220 | 199 | 0 | 4 | 0,1 | 2,2 |
| Rigkær | 7230 | 2821 | 52 | 336 | 1,8 | 11,9 |
| Indlandsklippe | 8220 | 147 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| Total | | 148987 | 5809 | 20844 | 3,9 | 14,0 |

Tabel 5-14 Tabel som viser fordelingen mellem det totale, kortlagte areal af lysåbne habitatnaturtyper i de 76 kystkommuner, beregnet arealtab i hektar og % som følge af havvandsstigninger i hhv. 2070 og 2120.

Figur 5-1 §3-beskyttede strandenge i Danmark iflg. vores dataudtræk.

## 5.6.3 STRANDENGE (HABITATNATUR)

Også blandt habitatnaturtyperne er det først og fremmest strandengsnaturen, som vil forsvinde. Analysen viser, at der vil forsvinde meget store andele (30-69 % i 2120) af alle fem strandengshabitatnaturtyper (1210, 1220, 1310, 1320 og 1330). Der er kortlagt 3.806 ha. kvellervade, 1310, hvoraf 2.614 ha, dvs. 68,7 % forventes at forsvinde ved havvandsstigningerne. Der er kortlagt blot 52 ha. vadegræssamfund, 1320, hvoraf 36 ha, dvs. 69,2 % forventes at forsvinde.

Tabet af habitatnaturtypen strandeng (1330) er ulige fordelt. De kommuner, som mister det største areal, fremgår af Tabel 5-15. Tabet omfatter både arealer bag diger og dæmninger samt direkte eksponerede strandenge.

Tabel 5-15
10 kommuner med størst tab af habitatnaturtypen strandeng (1330) i 2120

| KOMMUNE | PERMANENT TAB AF STRANDENG, 1330 (HA I 2120) |
|---|---|
| Ringkøbing | 1674 |
| Vordingborg | 1402 |
| Læsø | 1333 |
| Tårnby | 1306 |
| Aalborg | 854 |
| Thisted | 750 |
| Varde | 618 |
| Guldborgsund | 552 |
| Morsø | 548 |
| Slagelse | 517 |

## 5.7 PERMANENT TAB AF UDVALGTE LYSÅBNE HABITATNATURTYPER

75 % af det danske areal af strandenge ligger i Natura 2000-områderne, og vores analyse viser, at 15.466 ha af habitatnaturtypen strandeng (1330), dvs. 51,9 %, forventes at forsvinde.

Som det fremgår af Tabel 5-14, vil der også ske et permanent tab af ganske store områder med klithabitatnaturtyper (2110, 2120, 2130*, 2140*, 2160, 2170 og 2190), kalkoverdrev (6210), sure overdrev (6230*), tidvis våd eng (6410) og rigkær (7230). Flere af disse naturtyper er prioriterede, hvilket jf. habitatbekendtgørelsen betyder, at de er særligt sårbare og truede. Det gælder grå-grøn klit (2130), klithede (2140*), surt overdrev (6230*) og kildevæld (7220*). I 2120 vil der være forsvundet hhv. 423, 139, 341 og 4 ha af disse prioriterede habitatnaturtyper.

Også rigkær (7230) og tidvis våde enge (6410), hvor der vil forsvinde hhv. 336 og 460 ha, bør nævnes, da disse naturtyper typisk indeholder en særlig høj biodiversitet. Rigkær (7230) og kildevæld (7220*) er betingede af konstant fremsivende, næringsfattigt, kalk- og iltrigt grundvand. Det er således ikke muligt at 'flytte' disse habitatnaturtyper.

Som et eksempel på tab af en sårbar habitatnaturtype er i Tabel 5-16 vist de 9 kommuner, som vil tabe de største arealer af kortlagte rigkær (7230) i Natura 2000-områderne.

For alle de ferske habitatnaturtyper vil stormflodshændelser bevirke, at langt flere, større naturområder, som ikke tidligere har været oversvømmet, fremover vil blive påvirket af tidvise oversvømmelser med salt og bølgeslag. Dette kan få katastrofal betydning for den nuværende sårbare, sjældne, truede biodiversitet på disse arealer. Dette behandles nærmere i kapitel 6.

| KOMMUNE | PERMANENT TAB AF RIGKÆR, 7230 (HA I 2120) |
|---|---|
| Aalborg | 52 |
| Guldborgsund | 42 |
| Vordingborg | 38 |
| Varde | 34 |
| Ringkøbing | 25 |
| Middelfart | 17 |
| Skive | 17 |
| Kolding | 13 |
| Struer | 11 |

Tabel 5-16 Kommuner med størst tab af habitatnaturtypen rigkær (7230) i 2120.

## 5.8 TAB AF SØNATURTYPER

Som det fremgår af Tabel 5-10, vil 5.201 ha søer inden 2120 blive en del af havet. Det svarer til næsten 10 % af søerne i de 76 kommuner.

I Natura 2000-sammenhæng er søerne opdelt i en række undertyper, defineret på baggrund af deres vegetation, pH-værdi og indhold af nærings- og humusstoffer. Der er tale om seks undertyper, hvoraf de fem er ferske. Typerne er:

- **3110 Kalk- og næringsfattige søer og vandhuller (Lobeliesøer)** er oligotrofe kalkfattige søer på næringsfattig bund. De specielle plantesamfund med rosetplanter og fin bunke hører til i sådanne søer. Deres pH er oftest mellem 5 og 6.
- **3130 Ret næringsfattige søer og vandhuller med små amfibiske planter ved bredden** omfatter søer, vandhuller eller tidvis vanddækket bund, hvor der vokser små amfibiske planter på lavt vand eller på udtørret bund som strandbo, tudsesiv og vandnavle. Egentlige søer har ret næringsfattigt vand (oligo- til mesotroft). Planter, som forekommer på udtørret søbund, kan dog også vokse på mere eutrofe steder.
- **3140 Kalkrige søer og vandhuller med kransnålalger.** Søer og vandhuller med kransnålalger på bunden forekommer typisk i rene eller kun lidt forurenede søer med kalkrigt vand. Ofte ledsages kransnålalgerne af en række andre arter af vandplanter. Ved eutrofiering bliver mængden af kransnålalger normalt stærkt reduceret. Naturtypen forekommer spredt over store dele af landet, men i ringe udstrækning, da mange tidligere forekomster er forsvundet grundet forurening.
- **3150 Næringsrige søer og vandhuller med flydeplanter eller store vandaks.** Mere eller mindre næringsrige søer og vandhuller med enten frit flydende vandplanter eller rodfæstede arter som glinsende, hjertebladet eller langbladet vandaks. Vandet kan være rent og klart med mange undervandsplanter, men er ofte blevet mere eller mindre grumset grundet tilførsel af næringsstoffer. Naturtypen findes almindeligt i det meste af Danmark.
- **3160 Brunvandede søer og vandhuller.** Søer og vandhuller, der har brunt vand på grund af et højt indhold af humusstoffer (dystrofe søer). Naturtypen er ofte survandet med pH på 3 - 6, men findes også ved

højere pH. Brunvandede søer findes ofte på tørvejord i moser eller på heder, og de kan naturligt udvikle sig mod højmoser via hængesækdannelse langs bredden. Naturtypen findes især som mindre søer og tørvegrave spredt over hele landet.

› **1150 * Kystlaguner og strandsøer.** Vandarealer ved kysten med mere eller mindre lavt vand af varierende saltholdighed. De er helt eller næsten helt adskilt fra havet af strandvoldsdannelser, strandeng, klitter eller klipper, men har fortsat en vis vandudveksling med havet i form af tidvise oversvømmelser eller ved sivning gennem jordlag.

Som nævnt ovenfor vil større og hyppigere ekstremhændelser kunne bevirke, at yderligere en del af de ferske søer vil blive påvirket af tidvise oversvømmelser og tilførsel af saltvand. Langt det meste af biodiversiteten (både planter, smådyr, insekter og fisk) i de fem ferske søtyper er ikke tilpasset en øget saltkoncentration, og derfor kan søernes økologiske balance og den tilhørende sjældne, truede biodiversitet forsvinde selv ved sjældne oversvømmelser. Omfanget af disse 'nye' oversvømmelseszoner vil behandles nærmere i kapitel 6 og diskuteres i 8.2

## 5.9 TAB AF SKOVNATURTYPER

Havvandsstigninger vil kun i meget begrænset omfang ramme skovnaturtyperne, se Tabel 5-17. Værst går det ud over Elle- og Askeskove (91E0*), som er en prioriteret naturtype.

## 5.10 NATURTILSTAND PÅ DE OVERSVØMMEDE AREALER

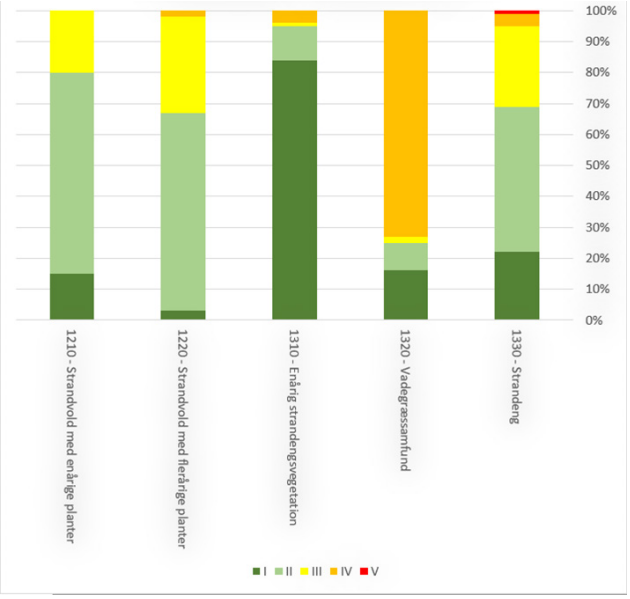
Som en del af analysen har vi beregnet, hvordan de lysåbne habitatnaturtyper og tabet af habitatnaturtyper fordeler sig på forskellige tilstandsklasser (se afsnit 3.3.6. Resultatet fremgår af Tabel 5-18. Beregningen er også lavet for 2070, men her alene vist for 2120.

Tabel 5-17 Tab af skovnaturtyper i de 76 kommuner, beregnet arealtab i hektar og % som følge af havvandsstigninger i hhv. 2070 og 2120.

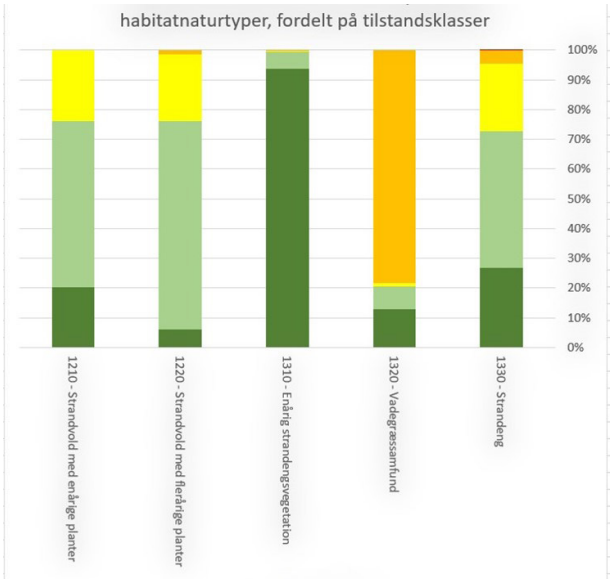
| PERMANENT TAB AF SKOV-HABITATNATURTYPER | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Habitatnaturtype | Kode | Totalareal (ha) | Permanent oversvømmelse (ha) | | Permanent oversvømmelse (%) | |
| | | | 2070 | 2120 | 2070 | 2120 |
| Skovklit | 2180 | 679,4 | | 1 | | 0,2 |
| Bøg på mor | 9110 | 3574 | 0 | 1 | 0,0 | 0,0 |
| Bøg på mor med Kristtorn | 9120 | 440,7 | 0 | 1 | 0,0 | 0,2 |
| Bøg på muld | 9130 | 8122 | 0 | 6 | 0,0 | 0,1 |
| Bøg på kalk | 9150 | 295 | 0 | 1 | 0,1 | 0,3 |
| Ege-blandskov | 9160 | 2096 | 0 | 6 | 0,0 | 0,3 |
| Vinteregeskov | 9170 | 94,61 | 0 | 1 | 0,1 | 0,9 |
| Stilk-egekrat | 9190 | 1954 | 0 | 1 | 0,0 | 0,1 |
| Skovbevokset tørvemose | 91D0 | 3038 | 0 | 8 | 0,0 | 0,3 |
| Elle- og askeskov | 91E0 | 2708 | 1 | 85 | 0,0 | 3,2 |
| **Total** | | **23.002** | **2** | **112** | **0,0** | **0,5** |

| PERMANENT OVERSVØMMELSE (HA) AF HABITATNATURTYPER I 2120, FORDELT PÅ NATURTILSTANDS-KLASSER | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Naturtype | Kode | Ej vurderet | I. Høj tilstand | II. God tilstand | III. Moderat tilstand | IV. Ringe tilstand | V. Dårlig tilstand | Samlet permanent oversvøm-melse | Samlet areal af natur-typen |
| Strandvold med enårige | 1210 | 0 | 12 | 32 | 14 | | | 57 | 162 |
| Strandvold med flerårige | 1220 | | 15 | 168 | 54 | 4 | | 240 | 827 |
| Kystklint/klippe | 1230 | | 4 | 19 | 6 | 2 | | 31 | 351 |
| Enårig strandengsvegetation | 1310 | | 2448 | 151 | 7 | 8 | | 2614 | 3806 |
| Vadegræssamfund | 1320 | | 5 | 3 | 0 | 28 | | 36 | 52 |
| Strandeng | 1330 | 43 | 4130 | 7096 | 3507 | 684 | 6 | 15466 | 29842 |
| Indlandssalteng | 1340 | | | | | | | | 16 |
| Forklit | 2110 | | 24 | 44 | 28 | 6 | 0 | 103 | 899 |
| Hvid klit | 2120 | | 1 | 28 | 9 | 14 | | 52 | 2052 |
| Grå/grøn klit | 2130 | | 1 | 213 | 190 | 19 | 0 | 423 | 22606 |
| Klithede | 2140 | | 13 | 101 | 25 | 0 | | 139 | 27454 |
| Havtornklit | 2160 | | | 4 | 79 | 0 | | 84 | 2171 |
| Gårisklit | 2170 | | 3 | 116 | 30 | 4 | | 152 | 4588 |
| Klitlavning | 2190 | | 36 | 43 | 56 | 2 | | 137 | 12621 |
| Enebærklit | 2250 | | 0 | 0 | 1 | | | 2 | 1365 |
| Visse-indlandsklit | 2310 | | | | | | | | 1095 |
| Revling-indlandsklit | 2320 | | | | | | | | 2240 |
| Græs-indlandsklit | 2330 | | | | | | | 0 | 211 |
| Våd hede | 4010 | | 11 | 19 | 0 | | | 30 | 5659 |
| Tør hede | 4030 | | 5 | 55 | 2 | | | 63 | 9943 |
| Enekrat | 5130 | | | 0 | 0 | | | 0 | 804 |
| Tørt overdrev på kalkholdigt sand | 6120 | | | 0 | 1 | 2 | | 3 | 155 |
| Kalkoverdrev | 6210 | | 1 | 32 | 28 | 6 | 0 | 68 | 2137 |
| Surt overdrev | 6230 | | 4 | 122 | 204 | 12 | | 342 | 6440 |
| Tidvis våd eng | 6410 | | 32 | 415 | 13 | 1 | | 460 | 4933 |
| Urtebræmme | 6430 | | | | | | | | 0 |
| Højmose | 7110 | | | | | | | 0 | 2453 |
| Nedbrudt Højmose | 7120 | | | | | | | 0 | 1228 |
| Hængesæk | 7140 | | | 1 | 0 | 0 | | 2 | 1501 |
| Tørvelavning | 7150 | | 0 | 0 | 0 | | | 0 | 1076 |
| Avneknippemose | 7210 | | | 0 | 0 | | | 0 | 117 |
| Kildevæld | 7220 | | 1 | 2 | 1 | 0 | | 4 | 375 |
| Rigkær | 7230 | | 22 | 197 | 113 | 4 | 0 | 336 | 3259 |
| Indlandsklippe | 8220 | 0 | | | | | | 0 | 147 |
| Total | | 44 | 6767 | 8863 | 4369 | 797 | 7 | 20846 | 152.584 |

Tabel 5-18 Oversigt over samlet areal, naturtilstanden og beregnet, permanent tab af arealer med lysåbne habitatnaturtyper i de 76 kystkommuner i 2120.




Figur 5-2 Naturtilstandsklasser hos strandengshabitattyperne baseret på NOVANA-kortlægning 2016-19.

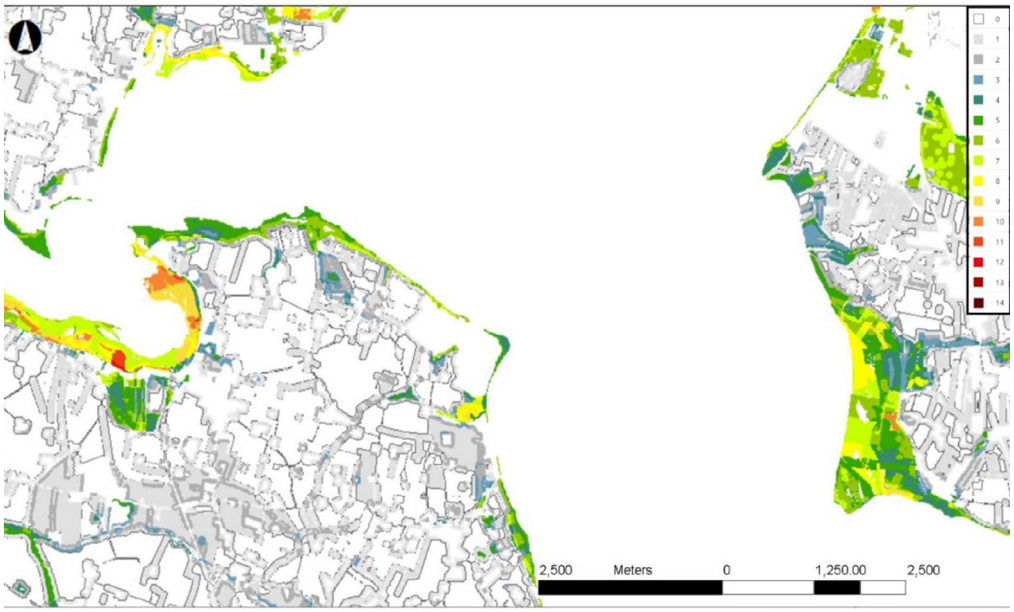



Figur 5-3 Naturtilstandsklasser hos den del af strandengshabitattyperne, som vil forsvinde/oversvømmes af middelhavvandsspejlet frem mod 2120.

Analysen viser, at hele 75 % af de habitatnaturtyper, som vil være tabt i år 2120, er i gunstig (høj eller god) naturtilstand. For strandeng (1330) er 73 % af de tabte strandenge nu i høj/god tilstand. Det er således 'den bedste natur', den del som har gunstig bevaringsstatus, vi mister. Dette stemmer godt overens med den generelle opfattelse og vurdering af, at vores mest upåvirkede naturområder ligger langs kysterne.

## 5.11 HIGH-NATURE-VALUE (HNV)

DCE har udviklet et indikator-system, som kan udpege arealer med de største biodiversitetsværdier i det åbne land. HNV-system er udviklet til brug ved planlægning, prioritering og udmøntning af landdistriktsprogrammets støtteordninger for at sikre, at ordningerne bidrager til EU´s overordnede mål om at bremse tilbagegangen i biodiversiteten (biodiversitetskonventionen) samt at opnå gunstig bevaringsstatus for arter og naturtyper i Habitatdirektivet (Ejrnæs, Skov, Bladt, Fredshavn, & Nygaard, 2012).




Figur 5-4 Eksempel på HNV-kort (den nordlige del af Salling, Vesthimmerland og Fur) (Danmarks Miljøportal).

| PERMANENT TAB AF HNV-KATEGORIER | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| HNV | Totalareal (ha) | Permanent oversvømmelse (ha) | | Permanent oversvømmelse (%) | |
| | | 2070 | 2120 | 2070 | 2120 |
| 0 | 869204 | 1250 | 7622 | 0,1 | 0,9 |
| 1 | 747848 | 553 | 3110 | 0,1 | 0,4 |
| 2 | 231247 | 230 | 1491 | 0,1 | 0,6 |
| 3 | 64389 | 167 | 942 | 0,3 | 1,5 |
| 4 | 53696 | 274 | 1266 | 0,5 | 2,4 |
| 5 | 63397 | 392 | 2413 | 0,6 | 3,8 |
| 6 | 47721 | 599 | 3093 | 1,3 | 6,5 |
| 7 | 38841 | 818 | 3544 | 2,1 | 9,1 |
| 8 | 30085 | 848 | 4065 | 2,8 | 13,5 |
| 9 | 26402 | 584 | 3159 | 2,2 | 12,0 |
| 10 | 21907 | 417 | 2046 | 1,9 | 9,3 |
| 11 | 9183 | 353 | 1599 | 3,8 | 17,4 |
| 12 | 3154 | 302 | 1623 | 9,6 | 51,4 |
| 13 | 21523 | 90 | 52 | 0,4 | 0,2 |

Tabel 5-19 Tab af forskellige HNV-kategorier i kystkommunerne.

Systemet rangordner arealer efter deres naturværdi og potentiale, og viser arealets konkrete HNV-score på et kort. Scoren er opbygget af 14 indikatorer, som hver især fortæller om naturværdien på et areal. Et areal kan score enten 0 eller 1 point for hver indikator, og den samlede HNV-score beregnes som summen af de 14 indikatorer. De 14 indikatorer inddeles i 4 kategorier: levesteder, driftspraksis, landskab og artsfund.

Tabel 5-19 viser analysens resultater. Som det fremgår, sker største tab af arealer med HNV-0, mens det største relative tab omfatter arealer med høj naturværdi (HNV 12, 11, 8 og 9). Det er altså den bedste natur, som forsvinder.

## 5.12 TAB AF LEVESTEDER FOR FUGLE, PERMANENT TAB

Det beregnede, permanente tab af levesteder for internationalt beskyttede ynglefugle (Bilag I-arter) ved middelhavvandsstigningerne fremgår af Tabel 5-20. Arternes levesteder, i form af vurderet velegnede yngleområder ifht. en række afgørende fysiske, økologiske og biologiske forhold, er desuden kortlagt/udpeget for specifikke fuglearter eller grupper af fugle (f.eks. engfugle), uanset, om arterne p.t. yngler på lokaliteterne eller ej (se Tabel 5-21). Disse områder kan således betragtes som det nuværende, samlede potentielle levested, for de internationalt beskyttede fuglearter, i Natura2000-områderne.

| PERMANENT TAB AF KENDTE LEVESTEDER/OVERVÅGNINGSLOKALITETER FOR YNGLE-FUGLE | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| Art | Totalareal (ha) | Permanent oversvømmelse (ha) | | Permanent oversvømmelse (%) | |
| | | 2070 | 2120 | 2070 | 2120 |
| Dværgmåge | 59 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| Engfugle (Engryle og Brushane) | 8084 | 611 | 1964 | 7,6 | 24,3 |
| Engryle | 12399 | 1492 | 4898 | 12,0 | 39,5 |
| Fjordterne | 6773 | 135 | 494 | 2,0 | 7,3 |
| Havterne | 15960 | 2073 | 6029 | 13,0 | 37,8 |
| Hedehøg | 3006 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| Hjejle | 150 | 106 | 138 | 70,4 | 92,0 |
| Hvidbrystet præstekrave | 6407 | 76 | 1346 | 1,2 | 21,0 |
| Klyde | 16140 | 1320 | 4480 | 8,2 | 27,8 |
| Plettet rørvagtel | 15551 | 18 | 504 | 0,1 | 3,2 |
| Skestork | 247 | 13 | 129 | 5,3 | 52,4 |
| Sortterne | 298 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| Splitterne | 1396 | 478 | 866 | 34,2 | 62,0 |

Tabel 5-20 Arealet af kendte yngleområder på overvågningslokaliteter for udvalgte bilag I-ynglefuglearter i de 76 kystkommuner, samt det beregnede tab i hhv. 2070 og 2120.

| PERMANENT TAB AF KORTLAGTE, POTENTIELLE LEVESTEDER FOR YNGLEFUGLE | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| Art | Totalareal (ha) | Permanent oversvømmelse (ha) | | Permanent oversvømmelse (%) | |
| | | 2070 | 2120 | 2070 | 2120 |
| Brushane | 3484 | 567 | 819 | 16,3 | 23,5 |
| Dværgmåge | 1156 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| Dværgterne | 1761 | 499 | 844 | 28,3 | 47,9 |
| Engryle | 4944 | 832 | 2141 | 16,8 | 43,3 |
| Fjordterne | 2728 | 465 | 907 | 17,0 | 33,2 |
| Havterne | 4950 | 1162 | 2532 | 23,5 | 51,2 |
| Hvidbrystet præstekrave | 2536 | 6 | 189 | 0,2 | 7,4 |
| Klyde | 6519 | 1478 | 3688 | 22,7 | 56,6 |
| Plettet rørvagtel | 4884 | 40 | 199 | 0,8 | 4,1 |
| Rørdrum | 4356 | 96 | 136 | 2,2 | 3,1 |
| Rørhøg | 5538 | 417 | 625 | 7,5 | 11,3 |
| Sandterne | 459 | 4 | 22 | 0,8 | 4,7 |
| Sorthovedet måge | 96 | 8 | 17 | 8,3 | 17,8 |
| Sortterne | 1320 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| Splitterne | 482 | 149 | 235 | 30,9 | 48,7 |
| Tinksmed | 2263 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |

Tabel 5-21 Kortlagte, estimeret egnede levesteder for bilag I-ynglefuglearter i de 76 kystkommuner, samt det beregnede tab af kortlagte levesteder i hhv. 2070 og 2120.

## 5.13 BILAG II OG IV PLANTER

Analysen gennemført på de landlevende arter, som blev vurderet relevante, dvs. arter med kendte voksesteder på lavtliggende, relativt kystnære lokaliteter. Orkideen fruesko samt de to vandplanter er således ikke med i analysen, mens krybende sumpskærm er forsvundet fra Danmark og således ikke fremgår af tabellerne. Desuden er den ene af landets to Bilag II-mosarter, blank seglmos (Hamatocaulis vernicosus), inkluderet og beskrevet. Den anden, grøn buxbaumia (Buxbaumia viridis), findes i højskov og ikke kystnært.

Figur 5-5 Mange andre arter af ynglefugle er tilknyttet strandengene og i tilbagegang i Danmark. Det gælder f.eks. stor kobbersneppe, rødben og havterne. (Fotos Per Hallum/COWI).

## 5.14 RESULTATER, PADDER

De fleste af Danmarks paddearter er Bilag IV-arter, dvs. at de særligt sårbare og truede. Det drejer sig om stor vandsalamander, klokkefrø, løgfrø, løvfrø, spidssnudet frø, springfrø, strandtudse og grønbroget tudse. De to første er også bilag II-arter.

| ØVRIGE KORTLAGTE KENDTE LEVESTEDER | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| Bilag II/IV-art | Totalareal (ha) | Permanent oversvømmelse (ha) | | Permanent oversvømmelse (%) | |
| | | 2070 | 2120 | 2070 | 2120 |
| Blank seglmos | 14 | 0 | 1 | 0,0 | 4,8 |
| Eremit | 672 | 0 | 7 | 0,1 | 1,1 |
| Gul stenbræk | 4 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| Mygblomst | 33 | 0 | 1 | 0,0 | 4,4 |
| Enkelt månerude | 3 bestande | 0 | 1 | 0 | 33,3 |
| Krybende sumpskærm | uddød | - | - | - | - |

Tabel 5-22 Beregnede forekomster/kendte levesteder samt permanente tab af Bilag II- og -IV plantearter i hhv. 2070 og 2120.

## 5.15 RØDLISTEDE PLANTER

Af de særligt truede karplanter på den danske rødliste (Wind & Pihl, 2004) er 15 arter er knyttet til strandenge og rødlistet i en af de fire stærkest truede kategorier (RE, CR, EN, VU). Der er ikke kortlagt et 'levestedsareal', men blot et antal kendte forekomster af de rødlistede arter. For hver af arterne har vi beregnet det permanente tab af levesteder i antal og relativt. Data stammer fra Atlas Flora Danica (Dansk botanisk forening & Hartvig, 2015).

| PERMANENT TAB AF KENDTE LEVESTEDER/OVERVÅGNINGSLOKALITETER FOR PADDER | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| Art | Totalareal (ha) | Permanent oversvømmelse (ha) | | Permanent oversvømmelse (%) | |
| | | 2070 | 2120 | 2070 | 2120 |
| Grønbroget tudse | 152 | 27 | 49 | 17,7 | 32,3 |
| Løgfrø | 43 | | 0 | 0,0 | 0,2 |
| Løvfrø | 8 | | 0 | 0,0 | 4,4 |
| Spidssnudet frø | 233 | 0 | 5 | 0,2 | 2,2 |
| Springfrø | 30 | 0 | 0 | 0,4 | 1,6 |
| Stor vandsalamander | 183 | 0 | 2 | 0,0 | 1,3 |
| Strandtudse | 233 | 25 | 90 | 10,7 | 38,4 |
| Total | 960 | 52 | 149 | 5,4 | 15,5 |

Tabel 5-23 Arealet af kendte levesteder på overvågningslokaliteter for udvalgte padder i de 76 kystkommuner, samt det beregnede tab i hhv. 2070 og 2120.

| PERMANENT TAB AF KORTLAGTE POTENTIELLE LEVESTEDER FOR BILAG II-PADDER | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| Art | Totalareal (ha) | Permanent oversvømmelse (ha) | | Permanent oversvømmelse (%) | |
| | | 2070 | 2120 | 2070 | 2120 |
| Klokkefrø | 48 | 0 | 3 | 0,9 | 5,5 |
| Stor vandsalamander | 453 | 1 | 8 | 0,2 | 1,8 |

Tabel 5-24 Kortlagte, estimeret egnede levesteder for Bilag II-paddearterne klokkefrø og stor vandsalamander i de 76 kystkommuner, samt det beregnede tab af kortlagte levesteder i hhv. 2070 og 2120.

| PERMANENT TAB AF FOREKOMSTER AF RØDLISTEDE PLANTEARTER | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Art | Lat. Navn | Forekomster (antal) | | Permanent oversvømmelse (forekomster) | | Permanent oversvømmelse (%) |
| | | | 2070 | 2120 | 2070 | 2120 |
| Bupleurum tenuissimum | Smalbladet hareøre | 71 | 6 | 51 | 8,5 | 71,8 |
| Centaurium littorale var. glomeratum | Nøgleblomstret Tusindgylden | 6 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| Centaurium littorale var. littorale | Strand-Tusindgylden | 55 | 1 | 13 | 1,8 | 23,6 |
| Cerastium subtetrandrum | Øresunds-Hønsetarm | 1 | 0 | 1 | 0,0 | 100,0 |
| Dianthus armeria | Kost-Nellike | 18 | 0 | 1 | 0,0 | 5,6 |
| Gentianella baltica | Baltisk Ensian | 25 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| Gentianella uliginosa | Eng-Ensian | 66 | 0 | 6 | 0,0 | 9,1 |
| Holosteum umbellatum | Skærmarve | 15 | 0 | 0 | 0,0 | 0,0 |
| Iris spuria | Blå Iris | 8 | 1 | 4 | 12,5 | 50,0 |
| Limonium humile | Lav Hindebæger | 23 | 4 | 14 | 17,4 | 60,9 |
| Odontites litoralis | Strand-Rødtop | 15 | 1 | 9 | 6,7 | 60,0 |
| Parapholis strigosa | Spidshale | 72 | 8 | 28 | 11,1 | 38,9 |
| Serratula tinctoria | Eng-Skær | 29 | 3 | 7 | 10,3 | 24,1 |
| Stellaria crassifolia | Tykbladet Fladstjerne | 24 | 1 | 2 | 4,2 | 8,3 |
| Trifolium micranthum | Spæd Kløver | 28 | 1 | 10 | 3,6 | 35,7 |

Tabel 5-25 Tab af antal levesteder for udvalgte rødlistede plantearter i kystkommunerne.

# 6 RESULTATER – 10 ÅRS-EKSTREMHÆNDELSER I 2120

## 6.1 STORMFLODSHÆNDELSER

I det foregående kapitel er tab som følge af stigninger i middelvandstanden præsenteret. Der er imidlertid store arealer langs kysten, som vil blive tidvist oversvømmet ved stormflod. Størrelsen af stormflod beskrives ved en hyppighed og en vandstand. Således beskriver en 2-årshændelse en oversvømmelse af en størrelse (kote), der statistisk set sker hvert 2. år, mens en 100-årshændelse tilsvarende statistisk set sker hvert 100. år (har en sandsynlig på 1/100 for at indtræffe næste år).

I følgende afsnit præsenteres betydningen af en 10-årshændelse for kystnaturen. For overskuelighedens skyld vises alene resultater for det, der i 2120 er 10-års-hændelse. Der er lavet en tilsvarende analyse for en 10-årshændelse i 2070.

## 6.2 AREALANVENDELSE

Meget store dele af de kystnære arealer oversvømmes ved en 10-årshændelse. Således vil mere end 191.000 ha landbrugsarealer og 100.000 ha §3-beskyttet natur blive oversvømmet. Desuden vil mere end 16.000 ha skov, 22.000 ha byzone og tæt på 50.000 ha lysåbne habitatnaturtyper blive oversvømmet, hvis de ikke sikres med diger eller lignende.

| | Totalareal (ha) | Oversvømmes (ha) | Oversvømmes (%) |
|---|---|---|---|
| | | 2120 | 2120 |
| Landbrug | 2.292.678 | 191.251 | 8,3 |
| § 3 natur | 366.899 | 100.712 | 27,4 |
| Skov | 508.603 | 16.398 | 3,2 |
| By | 272.087 | 22.494 | 8,3 |
| Natura 2000 | 330.952 | 110.665 | 33,4 |
| Habitatnaturtyper (lysåbne) | 152.584 | 49.476 | 32,4 |

Tabel 6-1 Arealer, som oversvømmes ved en 10-årshændelse i 2120

## 6.3 BYER

Byerne har det primære fokus i analyser af konsekvenserne af klimaændringer og havvandsstigninger. De 8,3 % af byerne, som trues af 10-årshændelser, omfatter 14.082 ha byzone og 8412 ha sommerhusområder (Tabel 6-2).

| Arealtype | Totalareal (ha) | Oversvømmes (ha) | Oversvømmes (%) |
|---|---|---|---|
| | | 2120 | 2120 |
| Byzone | 226.788 | 14.082 | 6,2 |
| Sommerhusområde | 45.299 | 8.412 | 18,6 |
| Total | 272.087 | 22.494 | 8,3 |

Tabel 6-2 Oversvømmelse af byzone ved 10-årshændelser

## 6.4 LANDBRUG

De 191.251 ha landbrugsarealer, som oversvømmes ved 10 årshændelser, består primært af omdriftsarealer (OMD) og permanent græs (PGR) (Tabel 6 3). Disse to kategorier (OMD + PGR) udgør tilsammen 90 % af det landbrugsareal, som oversvømmes ved 10-årshændelser.

| Arealtype | Totalareal (ha) | Oversvømmes (ha) | Oversvømmes (%) |
|---|---|---|---|
| | | 2120 | 2120 |
| Ingen støtte under grundbetaling (ING) | 48.385 | 2780 | 5,7 |
| Skov med tilsagn (LDP) | 22.614 | 1102 | 4,9 |
| Blandingsmarkblok (MIX) | 66.141 | 14375 | 21,7 |
| Omdrift (OMD) | 1.908.773 | 123495 | 6,5 |
| Permanente afgrøder (PAF) | 11.354 | 920 | 8,1 |
| Permanent græs (PGR) | 235.321 | 48579 | 20,6 |
| Væksthuse (VKS) | 89 | 0 | 0,0 |
| Total | 2.292.678 | 191251 | 8,3 |

Tabel 6-3 Landbrugsjord som oversvømmes ved 10-årshændelser i 2120.

## 6.5 §3-BESKYTTET NATUR

Den §3-beskyttede, lysåbne natur vil blive påvirket markant af ekstremhændelser. Således viser Tabel 6-4, at mellem 7,1 % og 90,1 % af de forskellige, beskyttede naturtyper vil blive oversvømmet ved 10-årshændelser i 2120. Mens strandengene trives ved, betinges og udvikles af tidvise oversvømmelser, vil store dele af de øvrige naturtyper (eng, hede, mose, overdrev og søer) ændres markant ved en periodevis og tilbagevendende vanddækning og saltpåvirkning. Dette diskuteres nærmere i afsnit 8.2.3. I alt vil 27,4 % af kystkommunernes beskyttede natur blive oversvømmet ved 10-årshændelser, vil 19 % af de ferske, beskyttede naturtyper blive påvirket af saltvand ved 10-årshændelserne.

| Naturtype | Totalareal (ha) | Oversvømmes (ha) | Oversvømmes (%) |
|---|---|---|---|
| | | 2120 | 2120 |
| Eng | 85592 | 18214 | 21,3 |
| Hede | 72242 | 6115 | 8,5 |
| Mose | 80462 | 15263 | 19,0 |
| Overdrev | 31415 | 2239 | 7,1 |
| Sø | 52697 | 18802 | 35,7 |
| Strandeng | 44491 | 40080 | 90,1 |
| Total | 366899 | 100712 | 27,4 |

Tabel 6-4 Oversvømmelse af beskyttet, lysåben §3-natur ved 10-årshændelser i 2120.

| Habitatnaturtype | Kode | Totalareal (ha) | 10 årshændelse (ha) | 10 årshændelse (%) |
|---|---|---|---|---|
| | | | 2120 | 2120 |
| Strandvold med enårige | 1210 | 162 | 131 | 81,1 |
| Strandvold med flerårige | 1220 | 801 | 682 | 85,1 |
| Kystklint/klippe | 1230 | 349 | 67 | 19,2 |
| Enårig strandengsvegetation | 1310 | 3806 | 3682 | 96,7 |
| Vadegræssamfund | 1320 | 52 | 47 | 89,1 |
| Strandeng | 1330 | 29814 | 28848 | 96,8 |
| Indlandssalteng* | 1340 | 16 | 11 | 68,8 |
| Forklit | 2110 | 894 | 697 | 78,0 |
| Hvid klit | 2120 | 2052 | 478 | 23,3 |
| Grå/grøn klit* | 2130 | 22604 | 3009 | 13,3 |
| Klithede* | 2140 | 27454 | 2405 | 8,8 |
| Havtornklit | 2160 | 2171 | 444 | 20,4 |
| Gråris klit | 2170 | 4588 | 533 | 11,6 |
| Klitlavning | 2190 | 12621 | 1360 | 10,8 |
| Enebærklit* | 2250 | 1365 | 59 | 4,4 |
| Visse-indlandsklit | 2310 | 1095 | 0 | 0 |
| Revling-indlandsklit | 2320 | 2233 | | |
| Græs-indlandsklit | 2330 | 211 | 7 | 3,5 |
| Våd hede | 4010 | 5567 | 649 | 11,7 |
| Tør hede | 4030 | 7951 | 860 | 10,8 |
| Enekrat | 5130 | 728 | 66 | 9,0 |
| Tør overdrev på kalkholdigt sand | 6120 | 155 | 13 | 8,7 |
| Kalkoverdrev (*) | 6210 | 2083 | 394 | 18,9 |
| Surt overdrev* | 6230 | 6004 | 1416 | 23,6 |
| Tidvis våd eng | 6410 | 4889 | 1784 | 36,5 |
| Urtebræmme | 6430 | 0 | | |
| Højmose* | 7110 | 2442 | 0 | 0,0 |
| Nedbrudt Højmose | 7120 | 1224 | 19 | 1,6 |
| Hængesæk | 7140 | 1296 | 115 | 8,9 |
| Tørvelavning | 7150 | 1076 | 30 | 2,7 |
| Avneknippemose | 7210 | 117 | 29 | 24,5 |
| Kildevæld* | 7220 | 199 | 43 | 21,4 |
| Rigkær | 7230 | 2821 | 1600 | 56,7 |
| Indlandsklippe | 8220 | 147 | 0 | 0,1 |
| Total | | 148987 | 49478 | 33,2 |

Tabel 6-5 Oversvømmelse af lysåben habitatnatur ved 10 årshændelser i 2120

## 6.6 LYSÅBNE HABITATNATURTYPER

I alt 49.476 ha lysåben habitatnatur vil blive oversvømmet ved 10-årshændelser i 2120 (Tabel 6-5). En række af disse udsættes for en arealmæssigt endnu mere markant påvirkning end §3-naturtyperne. Strandvolds- og strandengstyperne (1210, 1220, 1310, 1320 og 1330) trives ved, betinges og udvikles af tidvise oversvømmelser med saltvand, men for mange af de øvrige habitatnaturtyper vil der være en negativ eller ukendt påvirkning.

Eksempelvis vil næsten 9000 ha klitnatur (2110-2250*) blive oversvømmet ved 10-årshændelser, hvilket svarer til 12,2 %. Flere af klittyperne er prioriterede habitatnaturtyper.

1575 ha af hedetyperne (4010, 4030 og 5130) oversvømmes, svarende til 11 % af det samlede areal.

1823 ha overdrev oversvømmes ved 10-årshændelser, svarende til 22 % af det samlede overdrevsareal i kystkommunerne.

Blandt de mere kalkrige enge og moser (6410, 7210, 7220* og 7230) oversvømmes 3456 ha ved 10-årshændelser. Dette svarer til hele 43 % af det samlede areal af disse habitatnaturtyper i kystkommunerne. For den mest artsrige af de våde habitatnaturtyper, rigkær (7230) oversvømmes hele 56,7 % af det kortlagte areal ved 10-årshændelser.

## 6.7 SKOVNATURTYPER

Oversvømmelse af habitatdirektivets skovnaturtyper (dvs. alene skovene i Natura 2000-områderne) fremgår af Tabel 6-1

| Skovtype | Kode | Totalareal (ha) | oversvømmes (ha) | oversvømmes (%) |
|---|---|---|---|---|
| | | | 2120 | 2120 |
| Skovklit | 2180 | 679 | 124 | 18,3 |
| Bøg på mor | 9110 | 3574 | 27 | 0,8 |
| Bøg på mor med Kristtorn | 9120 | 441 | 5 | 1,1 |
| Bøg på muld | 9130 | 8122 | 96 | 1,2 |
| Bøg på kalk | 9150 | 295 | 4 | 1,4 |
| Ege-blandskov | 9160 | 2096 | 143 | 6,8 |
| Vinteregeskov | 9170 | 95 | 6 | 6,8 |
| Stilk-egekrat | 9190 | 1954 | 56 | 2,9 |
| Skovbevokset tørvemose | 91D0* | 3038 | 255 | 8,4 |
| Elle- og askeskov | 91E0* | 2708 | 487 | 18,0 |
| Total | | 23002 | 1203 | 5,2 |

De skovnaturtyper, som især oversvømmes ved 10-årshændelser, er de prioriterede naturtyper skovbevokset tørvemose (91D0*) og elle/askesumpe (91E0*), herefter egeblandskov (9160) og skovklitter (2180) og i mindre omfang bøg på muld (9130) og bøg på mor (9110).

Figur 6-1 Oversvømmelse af skovhabitatnatur i Natura 2000-områderne ved 10-årshændelser i 2120.

## 6.8 BILAG II OG IV PLANTEARTER

Oversvømmelse af voksestederne for Bilag II- og IV-plantearterne ved stormflod (10-årshændelser i 2120) er opgjort i Tabel 6-6.

| Bilag II/IV-art | Totalareal (ha) | Oversvømmes (ha) | Oversvømmes (%) |
|---|---|---|---|
| | | 2120 | 2120 |
| Blank seglmos | 14 | 2 | 14,1 |
| Eremit | 672 | 24 | 3,5 |
| Gul stenbræk | 4 | 0,3 | 8,3 |
| Mygblomst | 33 | 21 | 62,2 |
| Enkelt månerude | 3 bestande | 3 | 100,0 |

Tabel 6-6 Oversvømmelse af overvågningslokaliteter for Bilag II- og IV-plantearter ved 10-årshændelser i 2120.

Gul stenbræk og blank seglmos findes i ådale inde i landet, men alligevel oversvømmes hhv. 8 og 14 % af de kendte forekomster ved 10-årshændelser.

Mygblomst findes derimod ofte kystnært på arealer med kridt-, muslingeskal- og kalkaflejringer fra vældvand, og her viser analysen, at hele 62% af de kendte voksesteder oversvømmes ved 10-årshændelser.

Enkelt Månerude kendes i dag kun på små voksesteder nær Saltbæk Vig og Eskebjerg Vesterlyng, som alle oversvømmes ved 10-årshændelser.

## 6.9 PADDER

Oversvømmelse af levestederne af padder ved 10-årshændelser i 2120 er opgjort i Tabel 6-7.

| Art | Totalareal (ha) | Oversvømmelse (ha) | Oversvømmelse (%) |
|---|---|---|---|
| | | 2120 | 2120 |
| Grønbroget tudse | 152 | 107 | 70,9 |
| Løgfrø | 43 | 1 | 3,4 |
| Løvfrø | 8 | 1 | 12,2 |
| Spidssnudet frø | 233 | 52 | 22,3 |
| Springfrø | 30 | 7 | 21,7 |
| Stor vandsalamander (II+IV) | 183 | 29 | 16,0 |
| Strandtudse | 233 | 166 | 71,0 |
| Total | 960 | 373 | 38,9 |

Tabel 6-7 Oversvømmelse af kendte yngleområder (overvågningslokaliteter) for Bilag II- og IV-padder ved 10-årshændelser i 2120.

Resultatet afspejler, hvor stor en del af bestandene, som lever kystnært: 71 % af de kendte levesteder for strandtudse og grønbroget vil oversvømmes, mellem 16 og 22 % af de overvågede levesteder for stor vandsalamander, springfrø og spidssnudet frø, 10-12 % for butsnudet og løvfrø og kun 3% for løgfrø. Beregning af oversvømmelse af kortlagte, potentielle levesteder for bilag II-paddearterne klokkefrø og stor vandsalamander giver et resultat i samme størrelsesorden (Tabel 6-8).

| Art | Totalareal (ha) | Oversvømmelse (ha) | Oversvømmelse (%) |
|---|---|---|---|
| | | 2120 | 2120 |
| Klokkefrø (II+IV) | 48 | 27,7 | 58,3 |
| Stor vandsalamander | 416 | 106 | 25,5 |
| Total | 960 | 373 | 38,9 |

Tabel 6-8 Oversvømmelse af kortlagte potentielle levesteder for Bilag-II padder ved 10-årshændelse

## 6.10 FUGLE

Oversvømmelse af kendte og potentielle yngleområder ved 10-årshændelser er vist i Tabel 6-9 og Tabel 6-10. Med undtagelse af hedehøg, sandterne, hvidbrystet præstekrave og tinksmed yngler alle de undersøgte arter på lavtliggende, kystnære arealer.

| OVERSVØMMELSE AF KENDTE LEVESTE-DER/OVERVÅGNINGSLOKALITETER FOR YNGLEFUGLE VED 10-ÅRSHÆNDELSE | | | |
|---|---|---|---|
| Art | Totalareal (ha) | 10 årshændelse (ha) | 10 årshændelse (%) |
| | | 2120 | 2120 |
| Dværgmåge | 59 | 59 | 100,0 |
| Engryle | 12399 | 11754 | 94,8 |
| Fjordterne | 6773 | 5223 | 77,1 |
| Havterne | 15960 | 13014 | 81,5 |
| Hedehøg | 3006 | 106 | 3,5 |
| Hjejle | 150 | 150 | 99,8 |
| Hvidbrystet præstekrave | 6407 | 5141 | 80,2 |
| Klyde | 16140 | 10746 | 66,6 |
| Plettet rørvagtel | 15551 | 8435 | 54,2 |
| Skestork | 247 | 226 | 91,5 |
| Sortterne | 298 | 235 | 78,8 |
| Splitterne | 1396 | 1190 | 85,2 |

Tabel 6-9 Oversvømmelse af kendte yngleområder (overvågningslokaliteter) for Bilag II- og IV-padder ved 10- årshændelser i 2120.

| OVERSVØMMELSE AF KORTLAGTE POTENTIELLE LEVESTEDER FOR YNGLEFUGLE VED 10-ÅRSHÆNDELSE | | | |
|---|---|---|---|
| Art | Totalt levestedsareal (ha) | 10 årshændelse (ha) | 10 årshændelse (%) |
| | | 2120 | 2120 |
| Brushane | 3484 | 3104 | 89,1 |
| Dværgmåge | 1156 | 1152 | 99,7 |
| Dværgterne | 1761 | 1523 | 86,5 |
| Engryle | 4741 | 4389 | 92,6 |
| Fjordterne | 2728 | 2427 | 89,0 |
| Havterne | 4950 | 4524 | 91,4 |
| Hvidbrystet præstekrave | 2536 | 612 | 24,1 |
| Klyde | 6519 | 5810 | 89,1 |
| Plettet rørvagtel | 4884 | 2152 | 44,1 |
| Rørdrum | 4356 | 2943 | 67,6 |
| Rørhøg | 5538 | 3759 | 67,9 |
| Sandterne | 459 | 93 | 20,3 |
| Sorthovedet måge | 96 | 80 | 83,8 |
| Sortterne | 1320 | 929 | 70,4 |
| Splitterne | 482 | 384 | 79,7 |
| Tinksmed | 2263 | 82 | 3,6 |

Tabel 6-10 Beregnede oversvømmelser af kortlagte potentielle levesteder for ynglefugle ved 10-årshændelse i 2120.

## 6.11 UDVALGTE RØDLISTEDE PLANTER

Oversvømmelse af voksesteder for rødlistede plantearter fra danske strandenge som er knyttet til de fire stærkest truede kategorier (RE, CR, EN, VU) ved 10-årshændelserne fremgår af Tabel 6-11. For de fleste af de 15 arter vil mere end 80 % af de kendte forekomster oversvømmes. For enkelte arter (skærmarve, baltisk ensian og engskær) er det imidlertid blot 10-16 % af de kendte forekomster, som vil oversvømmes.

| OVERSVØMMELSE AF RØDLISTEDE STRANDENGSPLANTER VED 10-ÅRSHÆNDELSE | | | | |
|---|---|---|---|---|
| Artsnavn | Latinsk navn | Forekomster | Oversvømmes (forekomster) | Oversvømmes (%) |
| | | | 2120 | 2120 |
| Smalbladet hareøre | *Bupleurum tenuissimum* | 71 | 67 | 94,4 |
| | *Centaurium littorale* | 188 | 130 | 69,1 |
| Nøgleblomstret Tusindgylden | *Centaurium littorale var. glomeratum* | 6 | 2 | 33,3 |
| Strand-Tusindgylden | *Centaurium littorale var. littorale* | 55 | 36 | 65,5 |
| Øresunds-Hønsetarm | *Cerastium subtetrandrum* | 1 | 1 | 100,0 |
| Kost-Nellike | *Dianthus armeria* | 18 | 8 | 44,4 |
| Baltisk Ensian | *Gentianella baltica* | 25 | 4 | 16,0 |
| Eng-Ensian | *Gentianella uliginosa* | 66 | 35 | 53,0 |
| Skærmarve | *Holosteum umbellatum* | 15 | 2 | 13,3 |
| Blå Iris | *Iris spuria* | 8 | 7 | 87,5 |
| Lav Hindebæger | *Limonium humile* | 23 | 22 | 95,7 |
| | *Limonium humile x vulgare* | 18 | 16 | 88,9 |
| Strand-Rødtop | *Odontites litoralis* | 15 | 12 | 80,0 |
| Spidshale | *Parapholis strigosa* | 72 | 64 | 88,9 |
| Eng-Skær | *Serratula tinctoria* | 29 | 3 | 10,3 |
| Tykbladet Fladstjerne | *Stellaria crassifolia* | 24 | 12 | 50,0 |
| Spæd Kløver | *Trifolium micranthum* | 28 | 20 | 71,4 |

Tabel 6-11 Beregnet oversvømmelse af voksesteder for rødlistede strandengsplanter (RE, CR, EN, VU) ved 10-årshændelser i 2120. (Kilde: Dansk Botanisk Forening, 2015)).

| OVERSVØMMELSE AF HNV-KATEGORIER VED 10-ÅRSHÆNDELSE | | | |
|---|---|---|---|
| HNV | Total areal (ha) | Oversvømmes (ha) | Oversvømmes (%) |
| | | 2120 | 2120 |
| 0 | 869204 | 34609 | 4,0 |
| 1 | 747848 | 19875 | 2,7 |
| 2 | 231247 | 8633 | 3,7 |
| 3 | 64389 | 4794 | 7,4 |
| 4 | 53696 | 5468 | 10,2 |
| 5 | 63397 | 7634 | 12,0 |
| 6 | 47721 | 8937 | 18,7 |
| 7 | 38841 | 9532 | 24,5 |
| 8 | 30085 | 8480 | 28,2 |
| 9 | 26402 | 7038 | 26,7 |
| 10 | 21907 | 5348 | 24,4 |
| 11 | 9183 | 3728 | 40,6 |
| 12 | 3154 | 2358 | 74,7 |
| 13 | 21523 | 92 | 0,4 |

Tabel 6-12 Oversvømmelse af HNV-kategorier ved 10-årshændelser i 2120.

## 6.12 HIGH NATURE VALUE

Oversvømmelse ved 10-årshændelser i 2120 af de forskellige HNV-kategorier fremgår af Tabel 6-12.

Det fremgår, at mere end 20 % af alle HNV-kategorierne 7-12 (dvs. den gode natur) oversvømmes. Der er altså i stort omfang tale om kystnære lokaliteter. Derimod er HNV 13 sjældent kystnær.

## 6.13 SKOVE

Kun en lille del af de danske skove (3,2 %) oversvømmes ved 10-årshændelser. Der er dog tale om et ganske stort areal, 16.400 ha, som ikke er differentieret nærmere i lagene.

| OVERSVØMMELSE AF SKOV VED 10-ÅRSHÆNDELSE | | | |
|---|---|---|---|
| | Total areal (ha) | Oversvømmes (ha) | Oversvømmes (%) |
| | | 2120 | 2120 |
| Total | 508603 | 16398 | 3,2 |

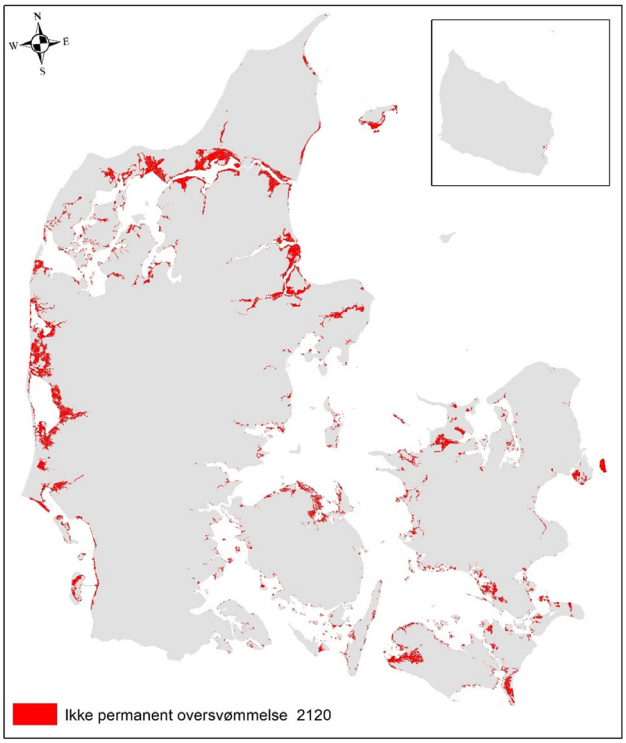
Tabel 6-13 Oversvømmelse af skove ved 10 årshændelser i 2120.

# 7 UDPEGNING OG METODER TIL POTENTIEL GENOPRETNING AF STRANDENGE

## 7.1 POTENTIALE

Talrige strandenge er forsvundet ved inddigning; de har mistet deres saltvandspræg og er stedvist er opdyrkede. Eksempler er store dele af Vejlerne, Sydlolland, Vestamager, Hjarbæk Fjord, Lammefjorden og Tøndermarsken. Derimod er der kun få eksempler på genopretning af strandenge. Eksempler herpå er Margrethe Kog, Geddal Enge og Vigelsø i Odense Fjord.

For at modvirke det tab af strandenge, som havvandsstigningerne vil afstedkomme, har vi på overordnet niveau undersøgt mulighederne for at udvikle nye strandenge. Vi har fokuseret på nuværende landbrugsarealer, som ligger højere end den beregnede middelhavvandsstigning, men som vil blive oversvømmet ved 10-årshændelser i 2120 og har en topografi, der svarer til nærliggende, eksisterende strandenge.




Figur 7-1 Landbrugsarealer, som vil blive oversvømmet ved 10-års ekstremhændelser i 2120.

Arealer umiddelbart over koten for det nuværende middelhavvandsspejl er også i dag udsat for oversvømmelser med havvand ved stormflod, hvis de ikke er beskyttede af diger.

Vi vurderer, at udover et realistisk genopretningspotentiale vurderes de udpegede landbrugsområder at blive gradvist mindre rentable at dyrke, dels pga. tilbagevendende oversvømmelser og saltvandspåvirkning og alternativt pga. stærkt øgede udgifter til slusedrift og pumper.

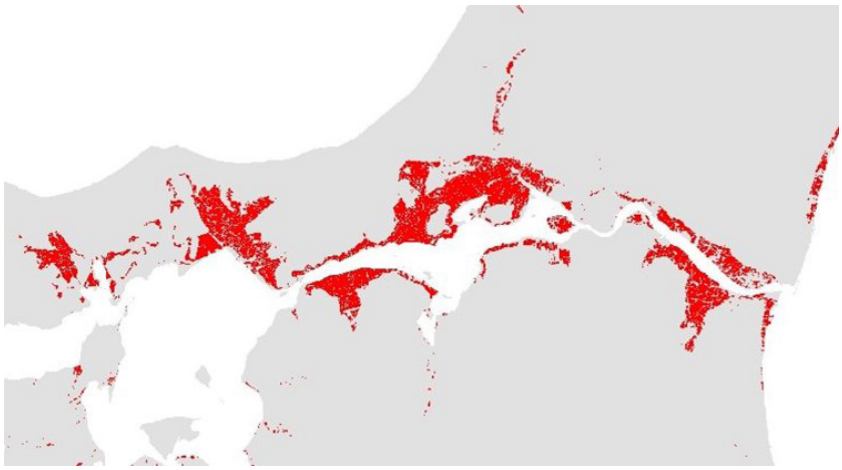
## 7.2 FORSLAG TIL GENOPRETNING AF STRANDENGE

Vi har på baggrund af en analyse af terrænet i Danmarks kystnære egne udvalgt 18 områder, hvor vi vurderer, at der er et potentiale for at udvikle fremtidige strandenge. Områderne er udpeget på tværs af Danmark, nær nuværende værdifulde strandenge, med større sammenhængende arealer, som i 2120 vil ligge over niveauet for middelhavvandsspejlet, men så lavt, at de vil blive oversvømmet relativt hyppigt ift. at kunne opretholde f.eks. landbrugsproduktion. Det be mærkes, at et vandspejlsniveau svarende til en nuværende 10-årshændelse (2020) vil forekomme mange gange årligt i 2120 (IPCC, 2021). De identificerede potentielle strandengsområder kan ses på Figur 7-2 og nedenstående liste. Der er endnu ikke tale om helt nøjagtigt afgrænsede områder, da dette vil kræve meget detaljerede analyser af de eksisterende topografiske forhold.

Figur 7-2 Kortet viser 18 potentielle områder til genopretning af strandenge. Områdernes numre refererer til nedenstående liste med områdernes overordnede stednavne.

1. Jerup Enge
2. Områder omkring Vejlerne og Lønnerup Fjord
3. Gøttrup Holme (ved Vejlerne)
4. Østlige Limfjord (Langerak), herunder Nørholm Enge, Gjøl, Egholm og Enge Øst for Aggersund
5. Området omkring Lindenborg Ås udløb
6. Mariager Fjord
7. Randers Fjord
8. Nissum Fjord
9. Ringkøbing og Veststadil fjorde
10. Varde Ådal og Ho Bugt
11. Horsens Fjord
12. Odense Fjord og Nordfyn
13. Siø og det sydfynske øhav
14. Nakskov fjord
15. Karrebæk–Dybsø Fjord
16. Stege Bugt og Bøgestrømmen
17. Arealer omkring Guldborgsundtunnelen
18. Vadehavet

Denne liste skal ikke forstås som en facitliste for, hvor man kan udvikle strandenge, men som en bruttoliste over forslag til større områder, hvor man bør undersøge mulighederne for genopretning af strandenge. Der kræves naturligvis nærmere undersøgelser af de lokale topografiske, tekniske og naturmæssige forhold, før man mere præcist kan afklare de tekniske muligheder og udfordringer de enkelte steder. I studenterprojekt 2 (se kap. 10) ses et eksempel på en mere specifik kortlægning og afgrænsning af arealer, som kan prioriteres til genopretning

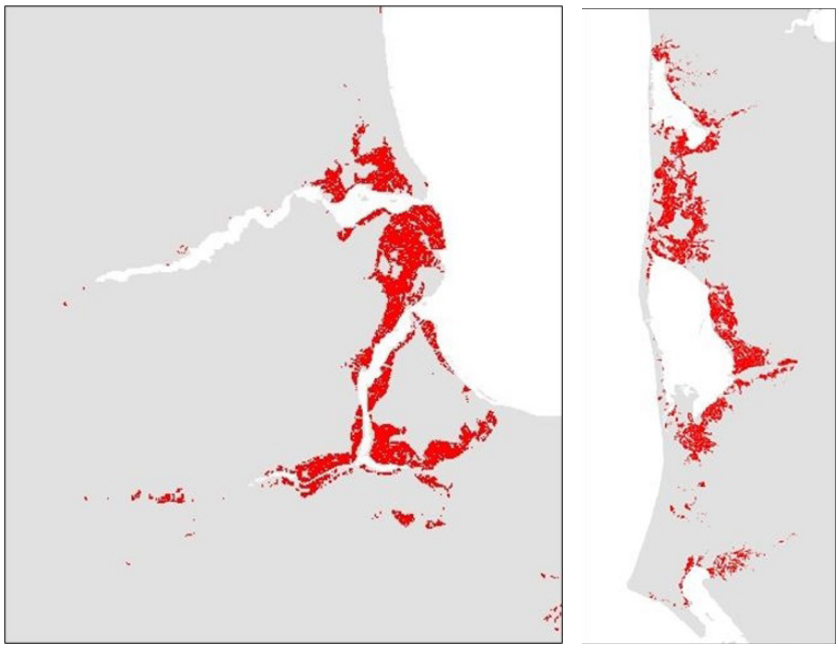


Figur 7-3 Oversvømmelser i form af 10-årshændelser i 2120 på arealer, der af Landbrugsstyrelsen er registreret i kategorien "Omdrift". Kortet viser vores forslag 2, 3, 4 og 5, med forventet potentiale for genopretning af strandenge.

af strandenge, og hvor strandengene naturligt kan migrere landværts (Lundkvist, Christiansen, Lyng, & Torp, 2021).

Intensivt drevne landbrugsarealer er sårbare overfor oversvømmelser med saltvand, og der er derfor etableret diger langs langt de fleste kyststrækninger med lavtliggende landbrugsarealer. De fleste af de foreslåede områder vil det derfor være nødvendigt at

Figur 7-4 Luftfoto af lavtliggende, intensivt dyrkede marker i område 4, nær Ulvedybet.

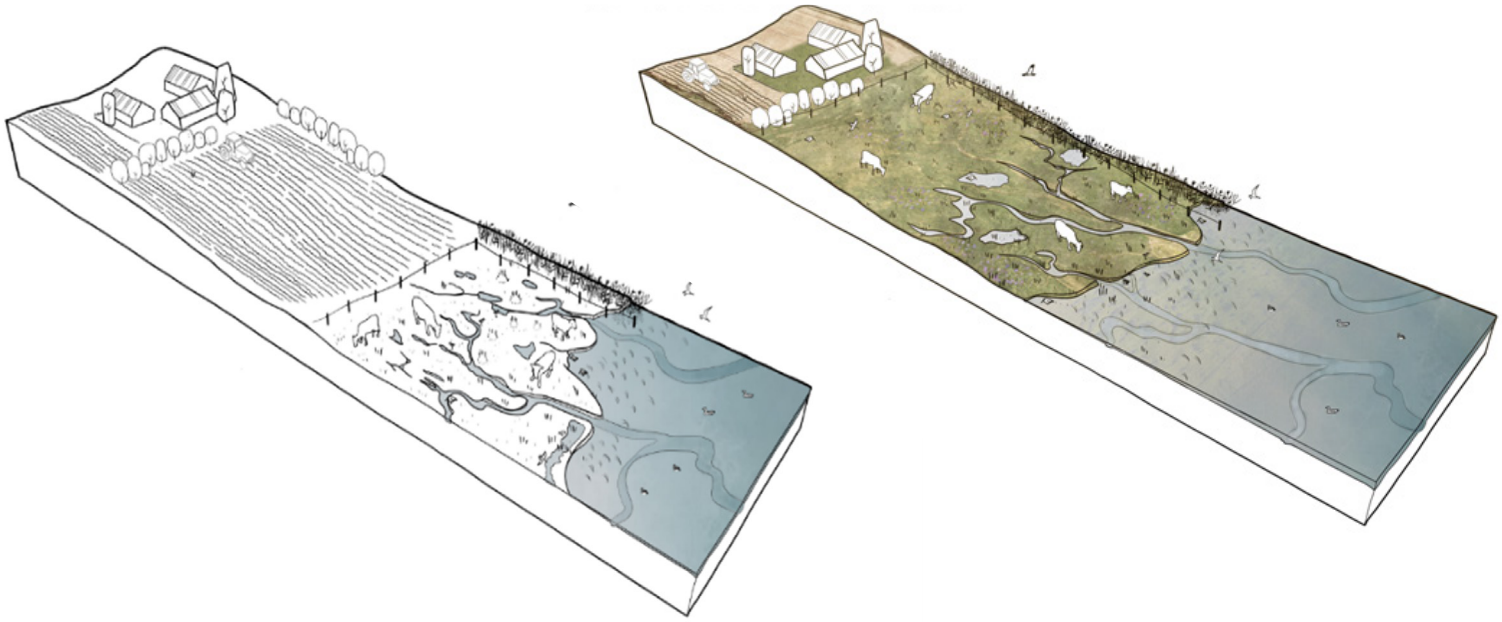


Figur 7-5 10-årshændelse, dvs. oversvømmelser i 2120 på arealer, der af Landbrugsstyrelsen er registreret i kategorien "Omdrift". Kortet til venstre viser område 6 og 7, omkring Mariager og Randers Fjorde mens kortet til højre viser område 8, 9 og 10, de vestjyske fjordomgivelser samt omkring Varde Å/Ho Bugt. Her bør mulighederne for genopretning af strandenge undersøges nærmere.

fjerne et dige, hvis man vil etablere strandenge på store, lavtliggende landbrugsarealer. I nogen tilfælde vil det også kræve ændret drift af pumper og sluser.

På nedenstående kort (Figur 7-3 og Figur 7-5 og) vises 10-årshændelser i 2120 på arealer, der af landbrugsstyrelsen er registreret i kategorien "Omdrift". Kortene giver dermed en indikation af udbredelsen af de områder, der potentielt kan

Figur 7-6 Strandengene langs vadehavet ligger oftest i en smal bræmme langs vandet, foran høje diger, som beskytter kanaler og dyrkede marker på de bagvedliggende tidligere strandenge. (Dronefoto: Torben Ebbensgaard).



Figur 7-7 Illustration af muligheden for at genoprette natur og på sigt strandenge på nuværende marker bag intakte strandenge. Strandengen flytter sig gradvist op på de dyrkede marker. Den lille figur viser 2020-situationen og den store 2120-vision. (COWI-Arkitema, 2021).

udlægges til strandeng. Det skal bemærkes, at kategorien omdrift, også i nogle tilfælde omfatter § 3-beskyttede arealer.

### 7.2.1 VADEHAVET

I vadehavsområdet ligger hovedparten af de landbrugsarealer, der har den rette kote, og som på sigt teoretisk set kunne genoprettes til strandenge, bag høje stormflodsdiger.

Total fjernelse af diger vil her betyde meget store oversvømmelser, hvor byer, veje og dyrkede marker potentielt vil oversvømmes. Dette er naturligvis et urealistisk scenarie.

En stedvis flytning af digerne 'et stykke' ind i landet og etablering af forskellige, nødvendige afværgeforanstaltninger ift. menneskeskabte værdier, er en mulighed som kan undersøges nærmere.

I Vadehavsområdet består mulighederne alternativt i at skabe bedre levesteder for fugle og padder ved en specifik indsats i mindre, afgrænsede områder. Her kan f.eks. fjernelse af lokale dræn og grøfter, afskrabning af næringsrig tørv, græsning, gravning af vandhuller, bekæmpelse af rovdyr eller lignende gøre en positiv forskel for truede arter af planter, dyr og fugle. Se eksempelvis:

- Grønt lys til stort klima- og naturprojekt i Tøndermarsken - Tøndermarsken (toendermarsken.dk)
- Naturindsats skaber ynglesucces i Vadehavet (naturstyrelsen.dk).

## 7.3 FOKUS OG METODER

De nuværende landbrugsområder er i dag tørre, næringsrige og helt uden de fysiske, kemiske og biologiske forhold, som strandengenes unikke biodiversitet kræver. Etablering af de særlige redoxforhold og udvikling af den enorme produktion og artssammensætning af en bundfauna af muslinger, snegle, orme, krebsdyr, som danner fødegrundlaget for ikke mindst millioner af kystfugle, tager tid. Tilførslen af det rette sediment skal ske ved de nyskabte tidvise oversvømmelser (storme og evt. tidevand). Høj næringstilledning er ikke i sig selv et problem for etablerede strandenge, men det har betydning for den interspecifikke konkurrence mellem planterne og dermed for hvor hurtigt der kan gendannes strandenge. Desuden er udvaskning af næringsstoffer et stort problemfor det marine miljø i de indre danske farvande, ligesom et (for) højt organisk indhold i jorden forsinker gendannelsen af strandeng. I studenterprojekt 3 (se kapt. 10) kan læses om et litteraturstudium af 51 internationale artikler om resultaterne af forsøg på genopretning af strandenge på kystnær, tidligere landbrugsjord. (Irlind, Sørensen, Ottosen , & Bertelsen, 2021).

Udvikling af strandenge på nuværende landbrugsjord bør derfor ske gradvis, tålmodigt over en lang periode, inden middelvandstanden har nået det potentielt nye strandengsområde. Det vil således være optimalt at fokusere på genskabelse af natur i form af overdrev og enge, som så naturligt, gradvist vil ændres til strandenge. Herved kan man sikre:

- Tilstrækkelig fjernelse af næringsstoffer. Hermed undgås udvaskning af store mængder næringsstoffer til vandmiljøet, med eutrofiering og iltsvind til følge.
- Etablering af forskelligartede levesteder for den 'pressede' biodiversitet i som er udsat for **coastal squeezing** og tab af levesteder.

Figur 7-8 Strandenge har tidligere været fyldt med store og små sten, som bl.a. var voksested for mange sjældne laver og skjulesteder for smådyr. Her et eksempel på en strandeng med store sten, Skejten på Lolland. (Foto: Steffen Brøgger Jensen).

› Positiv klimaeffekt. Ved at ophøre med landbrugsdriften på arealerne og genetable naturlig hydrologi, vil emissionen af klimagasser mindskes.

Genopretning af strandenge få landbrugsarealer bør fokusere på at:

1 **Stoppe den intensive drift,** omlægning og gødskning og begynde at udpine jorden. Udpining sker ved at udså afgrøder (f.eks. vinterrug eller havre), som optager og ved høst fjerner en del af de store mængder overskydende næringsstoffer, som er tilført jorden gennem årtier. Udpiningen kan tage mange år.

2 **Genoprette mere naturlig hydrologi** ved at fjerne evt. dræn, grøfter og diger. Herved skabes vådere forhold, iltfrie forhold i rodzonen og oversvømmelse ved stormflodshændelser. Omdannelsen igangsættes, men allerede de at etablere ferske enge og tidvis våde lavninger udvikles gradvist nye levesteder for kystfugle, padder og planter, som andre steder vil miste deres levesteder.

3 **Etablere ekstensiv græsning** med robuste dyreracer eller høslæt. Græsningen vil bidrage til genskabelse af frie processer, skaber øget dynamik og variation samt hindrer tilgroning med højstauder, rørsump og skov og på de nye naturarealer. Dyrenes tråd, bid, slid og ekstrementer bidrager til at genskabe levesteder for sårbare planter, fugle, padder og insekter.

4 **Udføre supplerende, naturgenoprettende indgreb.** Et oplagt eksempel er at etablere nye vandhuller, som på sigt kan erstatte dem, som mistes ved havvandsstigningerne. Etablering af velegnede yngleområder til arter som klokkefrø, stor vandsalamander, grønbroget tudse, spidssnudet frø, springfrø, løgfrø, løvfrø og strandtudse kræver ud over næringsfattige, fiskefrie og i det mindste delvist lysåbne vandhuller også at omgivelserne er egnede til arternes rast og overvintring. Ved stedvist at afskrabe næringsrig topjord skabes variation og mineraljorden blottes. Her kan udspredes hjemmehørende urter fra nærliggende, intakte naturområder, og omdannelsen af de dyrkede marker til mere artsrige naturområder fremskyndes til gavn for faunaen. Genudlægning af store sten skaber struktur og levesteder, f.eks. for laver, og skaber et varmt mikroklima.

5 **Fremme fri kystdynamik** med tidvise oversvømmelser, aflejring af sediment, salttilførsel og erosion som vil udvikle strandengen. Når havvandet er steget tilstrækkeligt, har ovenstående pkt. 1-4 skabt grundlag for, at strandengene overtager pladsen med deres unikke diversitet af planter, fugle, padder, pattedyr og hvirvelløse dyr.

Det er som nævnt afgørende at gennemføre naturgenopretningen i god tid. Havvandsstigningerne vil fortsætte, formentlig med mindst samme intensitet, efter 2120, og det er vigtigt, at der til alle tider bevares tilstrækkeligt med naturtyper og levesteder i overgangszonen mellem hav og land. Bevaring af de unikke, truede, og internationalt beskyttede arter og naturtyper kræver levesteder med fluktuationer, tidvise oversvømmelser, variation mellem vådt-tørt, meget salt-lidt salt, sedimentaflejring-erosion osv.

Afsnit 8.3.1 giver eksempler på mere specifikke analyser af strandenge og potentielle strandenge i pilotkommunerne.

## 7.4 VIGELSØ, EKSEMPEL

Som eksempel på en antropogen 'konstruktion' af eller klargøring til nye strandenge beskrives i det følgende et projekt fra Vigelsø i Odense Fjord (Naturstyrelsen Fyn, 2018).

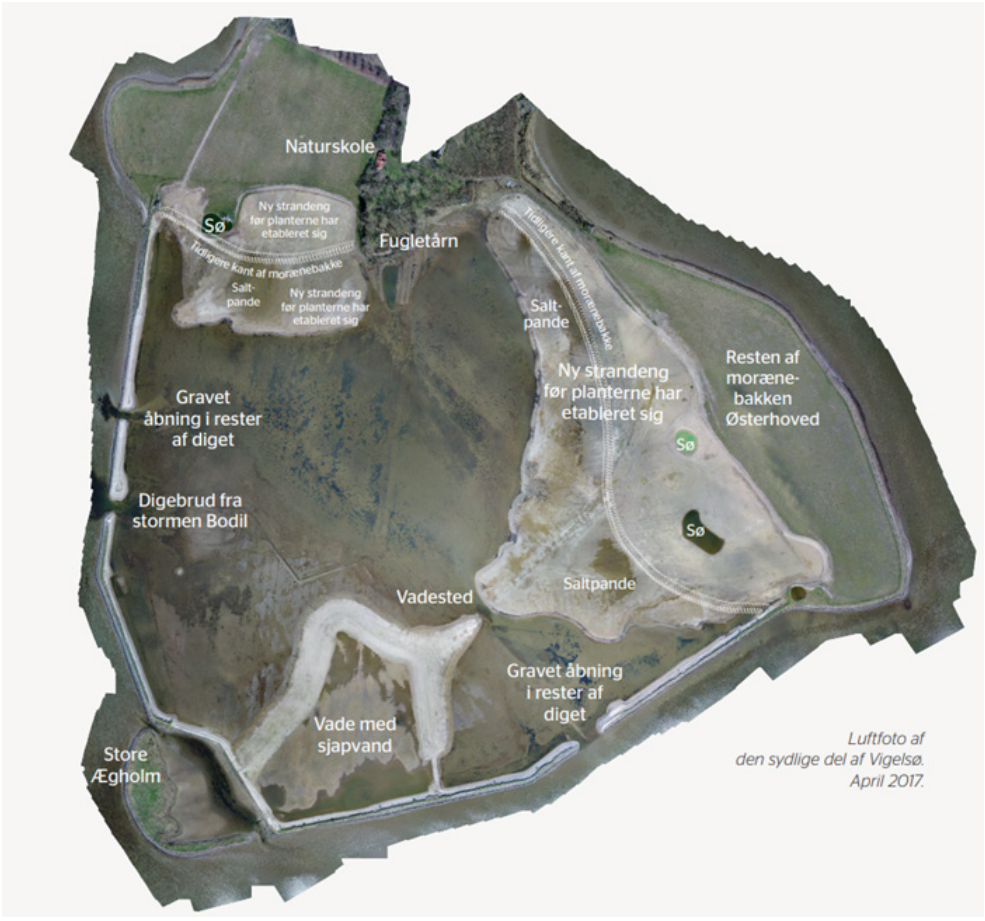
Stormfloden, der fulgte stormen Bodil i december 2013, brød gennem digerne om den inddæmmede sydlige del af Vigelsø. Strandenge og vader inden for digerne blev oversvømmet og blev til fjordbund. Ved oversvømmelsen forsvandt 25 ha strandenge, og levestederne for de mange engfugle blev kraftigt reduceret.

I stedet for at reparere diget valgte Naturstyrelsen at åbne yderligere op til fjorden gennem diget og konstruere nye, lidt højereliggende strandenge. Tidevand og ekstremt højvande kan nu overskylle strandengene til gavn for strandengsplanterne og fuglene.

Strandengene er etableret ved at afgrave jord fra morænebakker ud mod de oversvømmede arealer og flytte jorden ud, hvor der var oversvømmet. Der er i alt flyttet ca. 100.000 m³ jord, hvilket har givet ca. 27 ha nye strandengsarealer. Ca. 10 ha er på de afgravede arealer, hvor terrænet er sænket så meget, at de nu bliver saltvandspåvirkede ved store højvandshændelser. 17 ha er på de opfyldte arealer, hvor terrænet er lavt nok til at de overskylles ved almindelige tidevandssvingninger.

På strandengene er der etableret områder med strandvolde, der er lidt højere end det omkringliggende, samt dybereliggende saltpander. Tidevandsstrømmene har ved efterfølgende erosion skabt loer i engene.

I den sydvestlige del af det tidligere inddæmmede område er der skabt en vade ved at anlægge strandenge med strandvolde langs kanten af området og forbinde dem til de gamle diger. Et overløb sikrer, at større




Figur 7-9 Luftfoto af den sydlige del af Vigelsø, 2017 (Naturstyrelsen Fyn, 2018).

Figur 7-10 Dronefoto af de nyskabte strandenge set fra nord i august 2017. Der ses stadig kørespor fra gravemaskiner. (Naturstyrelsen Fyn, 2018).

højvandshændelser giver overløb til vaden og ved næste lavvande, sikrer et udløb at vandet kan løbe ud igen.

For at skabe god vandudveksling med fjorden er diget gennemgravet to steder, så der i alt er 3 åbninger. Rester af de gamle diger henligger, og de eroderes mere og mere, og på sigt vil de nok blive til "stenrev" (idet sten fra den tidligere stensikring af ydersiden af digerne ikke er fjernet).

Området afgræsses, og strandengsvegetationen og engfugle har efter tre år etableret sig i området.

Figur 7-11 Strandeng og kvellervade i god naturtilstand på de nyskabte strandenge på Vigelsø. (Foto: Søren Kirk Strandgaard, NST, september 2021).

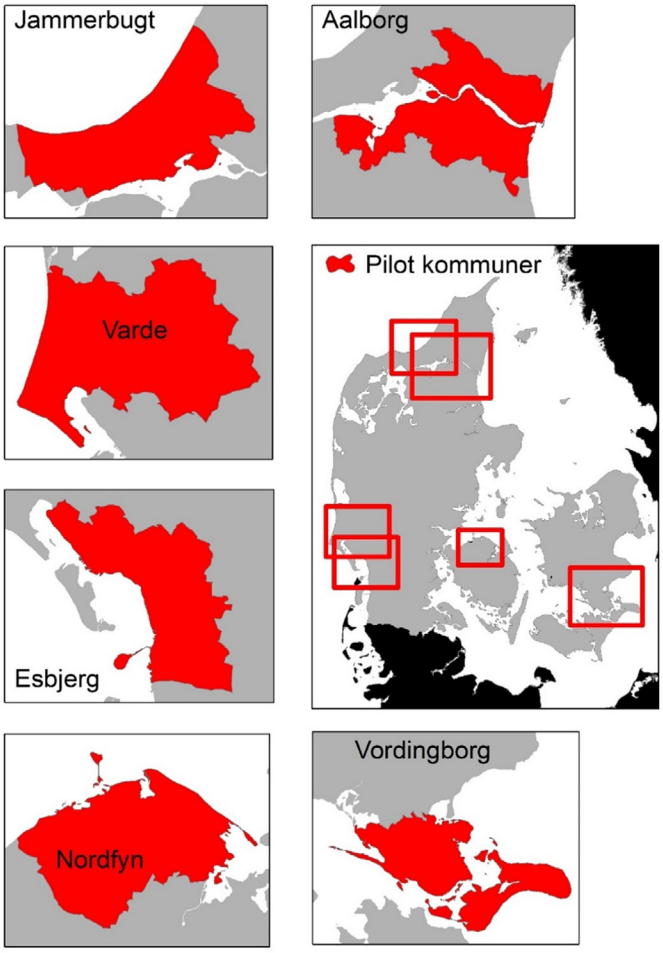
# 8 DISKUSSION

Analysens resultater viser et meget stort tab, arealmæssigt og relativt, af nationalt og internationalt vigtige naturværdier. Meget store dele af vores beskyttede natur, habitatnatur og levesteder for sjældne, truede og internationalt beskyttede planter, fugle og padder vil forsvinde i havet i løbet af de næste 100 år. Og langt større arealer vil blive påvirket af ekstremhændelser med saltvandsoversvømmelser. Analyserne viser, at det er den bedste del af naturtyperne, som vil forsvinde, og ikke den ringeste del.

I det følgende diskuteres og vurderes analysens primære usikkerheder og perspektiver.

## 8.1 UNDERSØGELSER I PILOTKOMMUNER

Vi har lavet mere detaljerede undersøgelser af en række specifikke temaer og problemstillinger for en eller flere af analysens seks pilotkommuner: Jammerbugt, Aalborg, Esbjerg, Varde, Nordfyn, og Vordingborg (Figur 8-1).




Figur 8-1 Analysens udvalgte pilotkommuner.

Figur 8-2 Strandengen på Nyord er en af de største og biologisk set vigtigste strandenge i Østdanmark. Denne store strandeng vil, ligesom andre af Danmarks største, sammenhængende strandenge på f.eks. Saltholm, Tipperne og Læsø, forsvinde ved havstigningerne (Foto: Torben Ebbensgaard)

Resultaterne af disse supplerende analyser er brugt til at belyse analysens overordnede problemstillinger og potentialer, og de er således indbygget i diskussionen i dette kapitel.

## 8.2 TABET AF NATUROMRÅDER

### 8.2.1 STRANDENGE

Umiddelbart ser perspektiverne værst ud for strandengene og deres unikke biodiversitet. Tidvise oversvømmelser og ekstremhændelser, med deraf følgende sedimentation, saltpåvirkning og erosion, er en naturlig og nødvendig del af strandengenes økologi og dynamik, men de generelle havvandsstigninger vil føre til permanent oversvømmelse og tab af ca. 45 % af §3-strandengene og 52 % af habitatnaturtypen strandeng. Disse tal gælder for hele Danmarks andel, da naturtypen ikke findes udenfor kystkommunerne.

Tabet er formentlig underestimeret, da analysen ikke har medtaget en væsentlig del af de strandenge som findes bag diger, der er højere end den forventede havvandsstigning, i hhv. 2070/2120. Som eksempel kan nævnes Nissum Fjord (se Figur 8 3). Her er oversvømmelse af fjordens udstrakte strandenge IKKE medtaget i beregningerne, da slusen jo i udgangspunktet 'bare' kan lukkes ved højvandshændelser på hhv. 44 og 107 cm's størrelse (den kommunespecifikke stigning i middelhavvandsspejlet i 2070 og 2120). Men ved den permanente stigning i middelhavvandsspejlet, vil vandstanden blive øget, så strandengene blot i stedet vil oversvømmes med (fersk-brak) vand fra oplandet via Storå og Flynder Å mfl. Disse strandenge vil således også forsvinde. Det reelle tab vurderes således at være væsentligt større end de 44/52 % af hhv. §3 og 1330-strandengene (se afsnit 0 for yderligere diskussion).

Vi har lavet en supplerende analyse af alle kystnære arealer med en overfladekote lavere end 1,0 DVR90 (se 4.1.3). Dette giver os et umiddelbart indtryk af, hvor stort et areal, som uden tilstedeværelse af de mange eksisterende diger, dæmninger og sluser ville blive oversvømmet ved en permanent vandstandsstigning på 1,0 DVR90 i 2120. Denne supplerende analyse viser, at hele 158.634 ha ligger lavere end kote 1,0. Dette tal er mere end dobbelt så stort som hovedanalysens beregnede samlede tab af natur, landbrug, byer, skov mm. Der findes således yderligere ca. 86.000 ha arealer, som ligger lavere end 1,0 m, og som uden vedligehold og udbygning af diger, sluser og pumper vil forsvinde. Størsteparten af dette areal består af natur og landbrugsarealer.

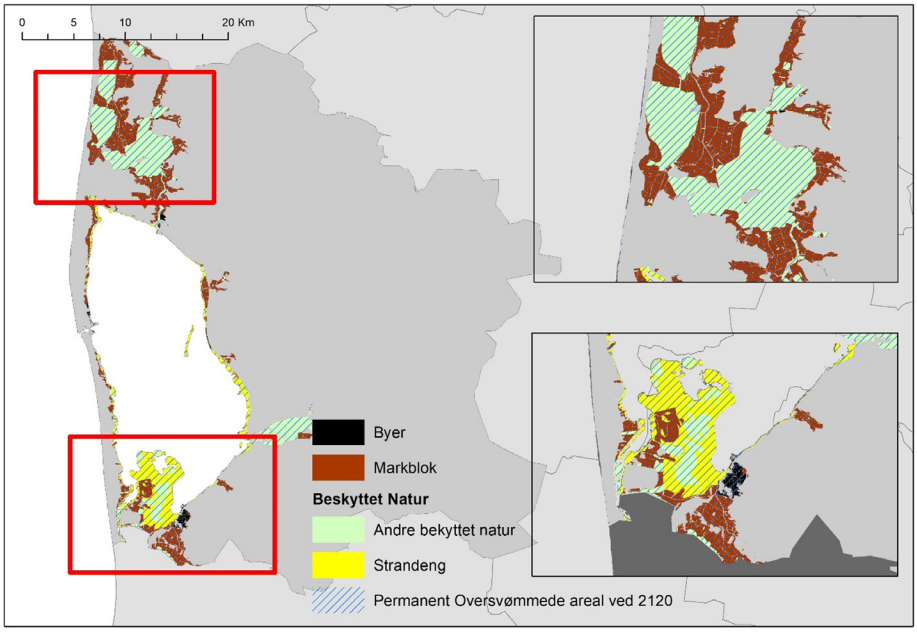
### 8.2.2 VANDLØB

De permanente såvel som de midlertidige vandstandsstigninger vil få en betydning for forekomst og udstrækning af de nederste dele af alle danske vandløb. Foruden ændringen i de hydrauliske forhold som følge af vandspejlsstigningen, vil saltpåvirkningen også kunne betyde en øget salinitet højere oppe i vandløbssystemet, hvilket vil påvirke faunaen.

### 8.2.3 DE FERSKE NATURTYPER, DISKUSSION

Mens det for strandengene alene er de permanente oversvømmelser, som er en trussel mod naturtypen, vil det for de øvrige, ferske §3- og habitatnaturtyper i høj grad også være de tilbagevendende ekstremhændelsers saltvandspåvirkning, som vil være en trussel mod flora og faunaen. I alt vil 60.633 ha fersk, §3-beskyttet natur oversvømmes ved 10-årshændelser i 2120, og markant mere ved mere ekstreme hændelser (50 og 100-årshændelser). Størrelsen af en 2020-10 årshændelse vil indtræffe langt hyppigere end i dag (IPCC, 2021). Herved vil ferske arealer som rigkær, tidvis våde enge, sure og kalkrige overdrev samt klitlavninger således gradvist, helt naturligt, forsvinde og omdannes til strandenge.

Det er, også for de ferske naturtyper, den bedste del af habitatnaturtyperne, som vil forsvinde permanent iflg. analysen af naturtilstandsklasser og HNV-værdiklasser (se afsnit 3.3.6). Det illustrerer, at de kystnære naturområder er blandt Danmarks mest værdifulde og bedst bevarede natur. Forekomsten af naturlig hydrologi og dynamik, frie processer som erosion, sandflugt og tidvise oversvømmelser, giver rum for den oprindelige, pressede, nøjsomme og stresstolerante flora og fauna.




Figur 8-3 Illustration eksemplificerer usikkerhed ved Scalgo-modellen. Ved den generelle havvandspejlsstigning i 2120 (103 cm i Ringkøbing og 107 cm i Holstebro Kommune) viser modellen, at arealer langs Ringkøbing og Veststadil Fjorde oversvømmes, men Nissum Fjord er uændret. Her vil arealer langs Nissum Fjord oversvømmes 'fra landsiden' med ferskvand, selv om slusekoten er defineret højere end de 107 cm. Det tabte areal er således underestimeret.

Figur 8-4 Sommerhuse på lavtliggende arealer nær kysten vil i stigende grad blive udsat for oversvømmelser i takt med havstigningerne. (Foto: Steffen Brøgger Jensen).

Der har i Danmark været særligt fokus på sikring af netop rigkær (7230) og kildevæld (7220*) i de seneste Natura2000-planer samt i en række internationalt finansierede LIFE-projekter, f.eks. LIFE-RigKilde og LIFE IP-Natureman. Bevarelsen af disse meget artsrige habitatnaturtyper er betingede af konstant tilførsel af næringsfattigt, kalk- og iltrigt grundvand, hvilket ikke gør det muligt at 'flytte' eller genoprette disse habitatnaturtyper længere inde i landet.

Kun en lille del af de danske planter er salttolerante (<5 %), og vil være dem, som overlever eller overtager, når de temporære oversvømmelser indtræffer. Betydningen af årstid, saltkoncentration, vanddækningsperiode mm er formentlig vigtig, men ikke undersøgt nærmere. Kortvarige oversvømmelser i vinterperioden, udenfor planternes vækstsæson, med lavsalint vand, hvor salt i stort omfang vil kunne udvaskes af regn inden vækstsæsonen, vil formentlig være af mindre betydning.

Vi har ikke haft fokus på insekter i analysen, da vi ikke har fundet eksempler på insektarter, som gennemfører hele deres livscyklus på strandengene. Det skyldes især insekternes æg og larvers manglende tilpasning til oversvømmelser og saltpåvirkning. Derimod er der talrige truede og rødlistede insekter i de mange ferske naturtyper lige bag strandengene, f.eks. tidvis våde enge, klitlavninger, rigkær, sure og kalkoverdrev mfl. Derfor må netop de stærkt øgede permanente og tidvise oversvømmelser af nuværende ferske naturtyper forventes at få en markant indvirkning på biodiversiteten.

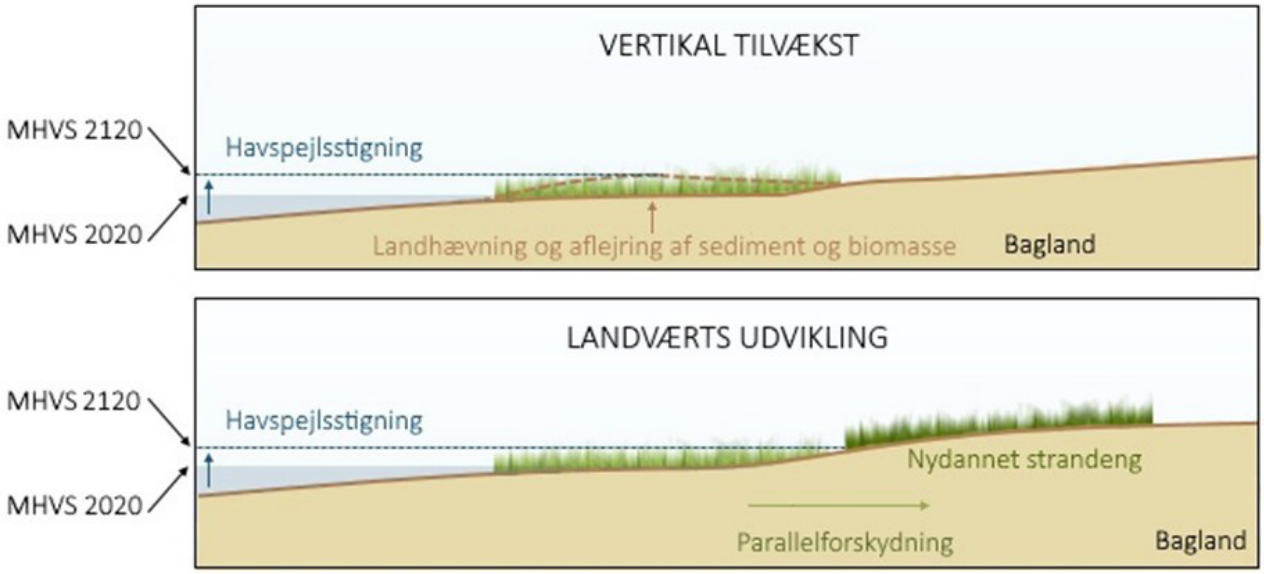
## 8.2.4 SØNATURTYPER

Det permanente tab af ca. 5800 ha §3-beskyttede søer svarende til 10 % af søerne i kystkommunerne i 2120 er markant, men den tidvise oversvømmelse af ca. 19.000 ha søer, svarende til 35 % af kystkommunernes søareal, ved 10-årshændelser vil være en voldsom påvirkning af sønaturen i Danmark. Temporære oversvømmelser ved ekstremhændelser af søerne fører til næringsberigelse og saltpåvirkning og dermed forringelse af søernes økologiske tilstand.

Søerne i Natura 2000-områderne er kun i begrænset omfang kortlagt til søtype. Datagrundlaget er derfor ikke tilstrækkeligt til at vurdere, hvilke undertyper af søhabitattyper, som vil påvirkes mest. Vi vurderer, at en væsentlig del af de søer, som vil oversvømmes permanent ved den generelle stigning i middelhavvandsspejlet, vil være søer, som allerede har oplevet oversvømmelser ved ekstremhændelser, dvs. strandsøer (1150*) og næringsrige søer (3150). På strandengene findes netop næsten udelukkende næringsrige søer og strandsøer/laguner, mens der i klitlavninger og strandoverdrev ofte også kan være lobeliasøer (3110), søbred med småurter (3130) og søer med kransnålalger (3140), mens der i moser kan være alle typer inkl. brunvandede søer (3160). Lobeliasøer, søbredder med småurter og kransnålalgesøer vil være særligt sårbare overfor næringsberigelse og saltpåvirkninger. Ekstremhændelserne vil således føre til, at naturtyper strandsøer/lagune med brakvand, samt næringsrige søer vil blive mere almindelige på bekostning af de øvrige sønaturtyper.

## 8.2.5 SKOV OG BY

Det permanente tab af skov på hhv. 727 ha i 2070 og 1550 ha i 2120 svarer til blot hhv. 0,1 og 0,3 % af det samlede skovareal i Danmark. Det relativt lave tab, sammenlignet med de lysåbne naturtyper, skyldes, at der i Danmark ikke findes særlig salttolerante træer, som det f.eks. kendes fra mangrovesumpe i troperne. De danske træer og skove tåler ikke salt i rodzonen, og der er således kun meget få skovbevoksede arealer nær de saltpåvirkede arealer. De omkring 5 % (1200 ha) af skovene, som vil kunne oversvømmes ved 10-årshændelser i 2120, består primært af elle-askesumpe og skovklit. Disse må forventes at forsvinde som følge af saltpåvirkningen.




Figur 8-5 Forsimplet illustration af strandengens to generelle mekanismer: Vertikalvækst (øverst), hvor strandengen teoretisk set holder trit med havspejlsstigningen, og landværts parallelforskydning (nederst), hvor strandengen flytter sig landværts i takt med havvandsstigninger. MHVS=Middelhøjvandsspejl (COWI, egen fremstilling).

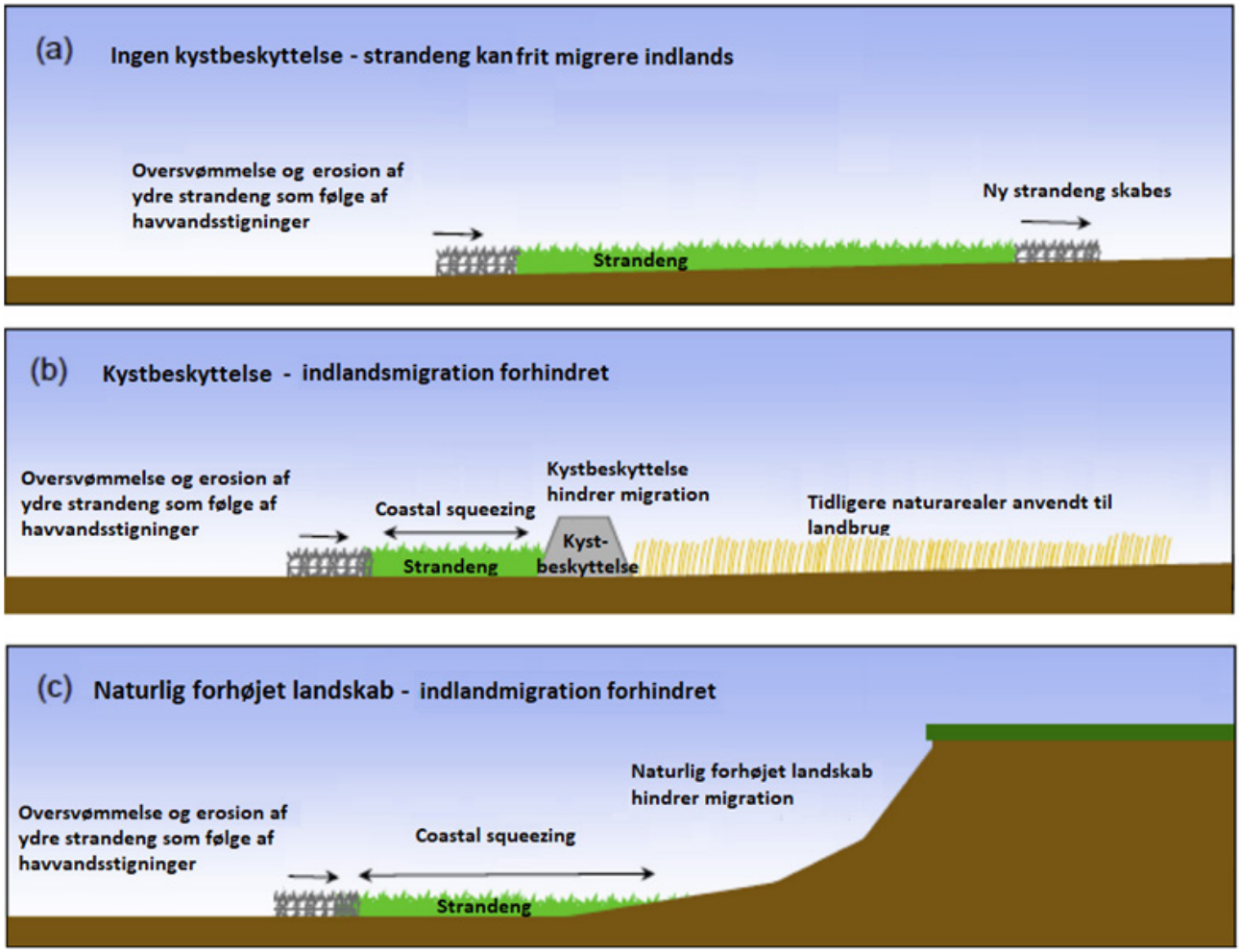
Tilsvarende vil kun en relativt meget lille del af de kystnære byer og sommerhusområder (0,6 % i 2120) blive ramt af de generelle stigninger i havspejlsstigninger. Til gengæld vil de ca. 22.500 (8 %) af byer og sommerhusområder, som vil oversvømmes ved 10-årshændelser, hvis der ikke sker yderligere kystsikring, betyde store ødelæggelser og økonomiske tab af billionformat. Dette er allerede i dag årsag til igangsættelsen af talrige, store klimatilpasningsprojekter i byerne. Derfor vil vi ikke behandle dette emne yderligere i denne rapport.

## 8.3 VERTIKAL OG HORISONTAL LANDVÆRTS UDVIKLING

I kapitel 3.10 er der redegjort for at strandengene gradvist kan tilpasse sig ændrede havvandsstande ved to generelle mekanismer: Vertikalvækst, hvor strandengen 'følger' havvandsstigningen, eller ved landværts parallelforskydning, hvor strandengen flytter sig ind i landet på bekostning af det tilstødende bagland (Borchert, Osland, Enwright, & Griffith, 2018) (Enwright et al. 2016). Disse mekanismer er indeholdt i Figur 3-37, men illustreres mere simpelt på Figur 8-5.

Vertikal tilvækst af strandengens flade sker ved, a) sediment aflejres ifm. oversvømmelse (tidevande og ekstremhændelser), b) biomasse akkumuleres ved plantevækst, da de vandmættede forhold reducerer mineralisering (nedbrydning af organisk materialet) samt c) ved landhævning, som dog er markant mindre end havvandsstigningen. Hvis der er et overskud af sediment, kan strandengen vokse søværts i dens horisontale udstrækning (Pedersen & Bartholdy, 2006).

Parallelforskydning sker ved, at havvandsstigninger og oversvømmelser ændrer de mekanismer, som 'sætter grænsen' mellem strandeng og det tilstødende bagland, og flytter grænsen ind i landet. Herved opretholder strandengene omtrent samme udbredelse og areal og 'migrerer' blot gradvist, dynamisk til en ny position (Vestergaard P. , Strandenge – en beskyttet naturtype, 2000). Disse to mekanismer er afgørende for, at strandenge trives i et dynamisk kystlandskab (Borchert, Osland, Enwright, & Griffith, 2018).




Figur 8-6 Scenarier for havvandstigninger: (a) angiver situationen, hvor naturtypen frit kan migrere indlands, hvorved ny strandeng skabes i takt med at strandeng langs naturtypens yderkant eroderes, (b) angiver situationen, hvor menneskeskabt kystbeskyttelse forhindrer naturtypen i at vandre indlands og (c) angiver situationen, hvor naturtypens naturlige flytning forhindres af naturlige landskabsformationer. Figur tilpasset af COWI, fra (Pontee N. , 2013).

Ved små gradvise stigninger kan strandengene holde trit med ændringerne ved vertikal vækst. Det vil dog formentlig ikke være tilfældet ved den øgede stigningsrate de kommende årtier. Vertikal tilvækst spiller, også ifølge litteraturen, en vigtig rolle for, hvilke områder, der vil blive oversvømmet eller ej over en 100 års periode. Vores analyser kan ikke forudsige den nøjagtige vertikale tilvækst af strandenge, da størrelsen af denne afhænger af den specifikke hydrodynamik og mængden af sediment i de konkrete områder.

Generelt forudsiger litteraturen samt ekspertvurderinger (se kapitel 3.10), at strandenge ved Vadehavet i et vist omfang, men ikke fuldt ud, vil kunne tilpasse sig havvandsstigningerne ved vertikal tilvækst. Det skyldes, at her er store tidevandsbevægelser, store mængder sediment i havvandet og mange større oversvømmelser. Langs de indre farvande er den løbende, vertikale tilvækst være mindre end havvandsstigningerne, og tabet af strandenge vil være tæt på analysernes forudsigelser. De lokale forhold er dog af stor betydning.

De lokale forhold er af afgørende betydning. For eksempel foreslog Hatton et al 1983, at en sedimentation i intervallet 7-13 mm/år i gennemsnit vil kunne kompensere for stigning af havstanden. (Hughes & Paramor, 2004) undersøgte tilvækst af strandenge i England og estimerede en vertikal tilvækst på omkring 10 mm/år (i tråd med Hatton et al 1983), som igen svarede til den gennemsnitlige, årlige havvandstandsstigning. Alligevel estimerede det samme studie, at 40 % af strandengene ved den samme kyst gik tabt. Et andet studie estimerede en erosionsrate for de engelske strandenge på omkring 40 ha/år (Coastal Geomorphology Partnership, 2000). Dette fremhæver vigtigheden af den lokale, kystnære hydrodynamik. (Bartholdy, Christiansen, & Kunzendorf, 2004) observerede en vertikal tilvækst af strandengene i det danske Vadehav på blot 2-4 mm/år. Dette er meget lavere end observeret i England og derved helt ude

af stand til at følge med havvandsstigningsprognosen for 2120 (ca. 10 mm/år). I den inderste del af Ho Bugt i Vadehavet, som er den eneste del af det danske Vadehav, som ikke er inddiget, er der imidlertid registret maksimale sedimentationsrater på op til 12 mm/år siden 1986 (Madsen, Murray, Andersen, Pejrup, & Breuning-Madsen, 2005).

Vadehavet er det område, der har det højeste vertikale tilvækstpotentiale grundet tidevandsamplituden, mængden af opstemmet stof, størrelsen af ekstremhændelser osv. (se 3.10). De mikro-tidale indre danske farvande, der gennemsnitligt er udsat for en tidevandsamplitude på omkring 0,4 m, har et meget begrænset potentiale for vertikal tilvækst, og de vil således ikke være i stand til at kompensere for havvandsstigningen. Dermed er estimatet for oversvømmelse af strandenge i Vadehavsområdet formentlig en smule overestimeret, men i den rigtige størrelsesorden for det meste af Danmark.

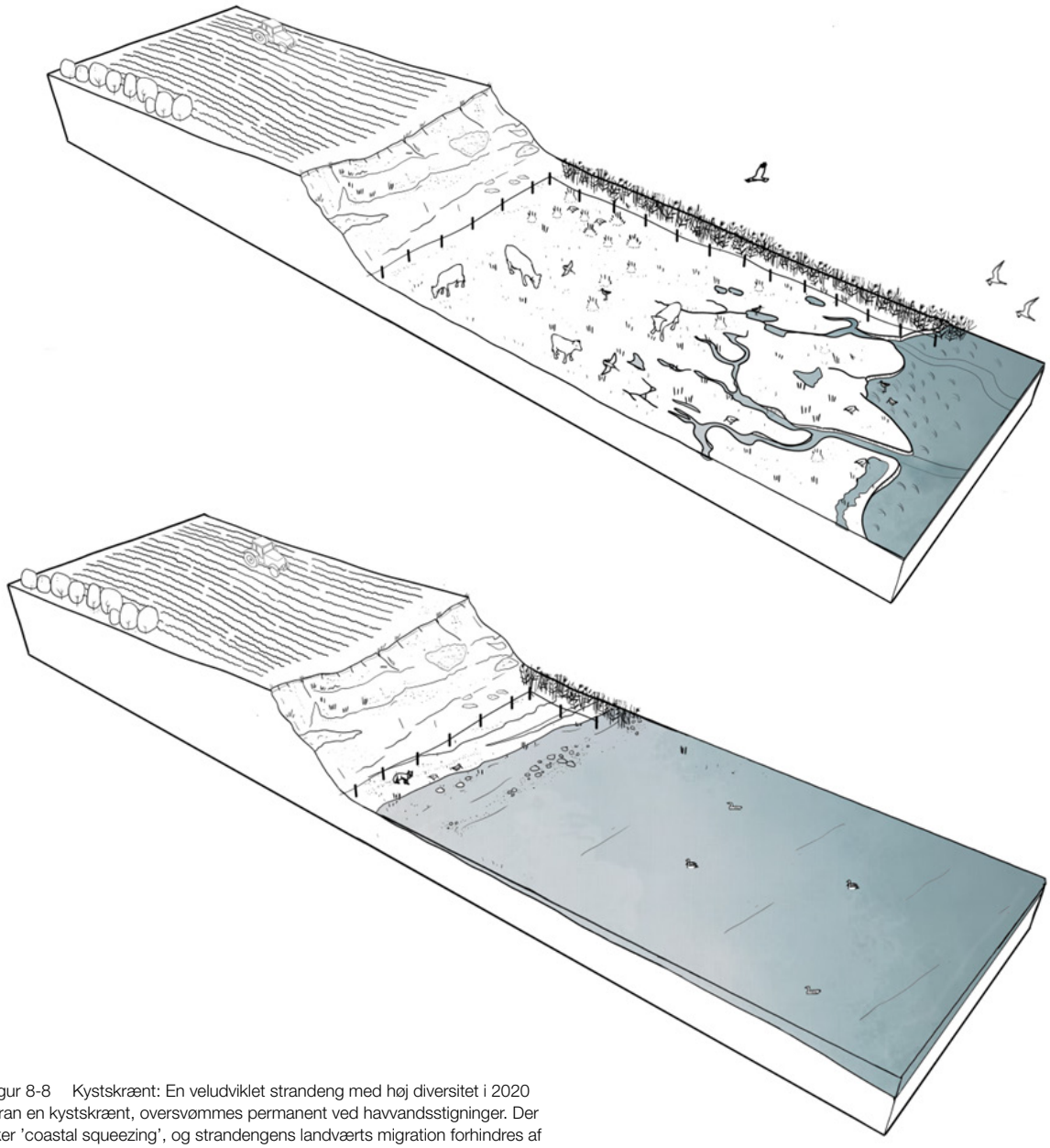
Havet vil således gradvist oversvømme de eksisterende strandenge, og tvinge strandengene til at migrere landværts, og om muligt overtage pladsen fra andre nuværende naturtyper eller landbrugsarealer. I nogle områder, hvor den nuværende topografi og arealanvendelse forhindrer lateral forskydning, f.eks. kystskrænter, diger og infrastruktur, vil der opstå coastal squeezing, og strandengene med deres unikke levesteder vil til slut forsvinde.

Coastal squeezing kan defineres som tab af naturtyper og levesteder i kystzonen som følge af menneskelige påvirkninger eller havvandsstigninger. Det anvendes om strandenge, som ikke kan bevare deres udbredelse via enten vertikal vækst eller migration. Ofte differentieres mellem coastal squeezing som følge af menneskeskabte barrierer (se Figur 8-6 b) og naturlig landrejsning og landskabsformation, f.eks. kystskrænter (se Figur 8-6 c). Sidstnævnte omtales i nogle publikationer som Natural Coastal Squeezing (Pontee N. , 2013).

Nedenfor Figur 8-8 – Figur 8-11 (COWI-Arkitema, 2021) ses mere detaljerede skitser af udviklingen: Foran en kystskrænt, foran dyrkende marker, foran byer og foran andre beskyttede naturtyper.

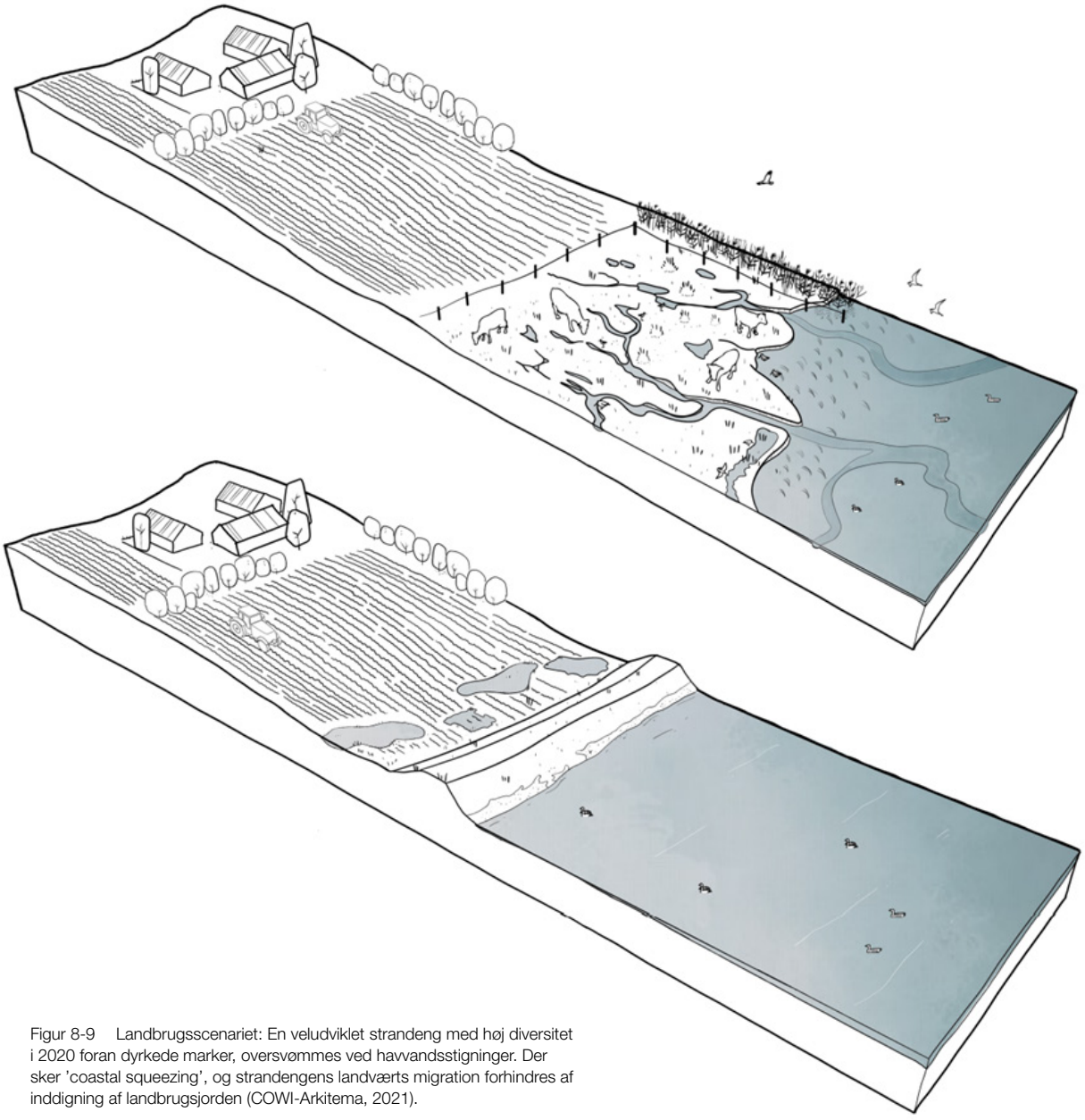
Figur 8-7 Hyltemade nord for Avnø er en stor (200 ha) østdansk strandeng, med naturlig hydrologi og meget høj botanisk værdi. Ved permanente havvandsstigninger kan strandengen ikke flytte sig pga. bagved liggende moræneskrænter.
(Foto: Carsten Horup).

Landværts migration sker typisk ved større ændringer i havvandsspejlet. Ved et, historisk set, usædvanligt hastigt stigende havspejl, som det forventede, vil en landværts migration være den dominerende mekanisme (i forhold til vertikal tilvækst). Det er dog meget tvivlsomt, at migrationen kan følge med den øgede rate i vandspejlsstigning, og de topografiske forudsætninger for landværts migration er sjældent til stede (Borchert, Osland, Enwright, & Griffith, 2018) (Enwright et al. 2016).

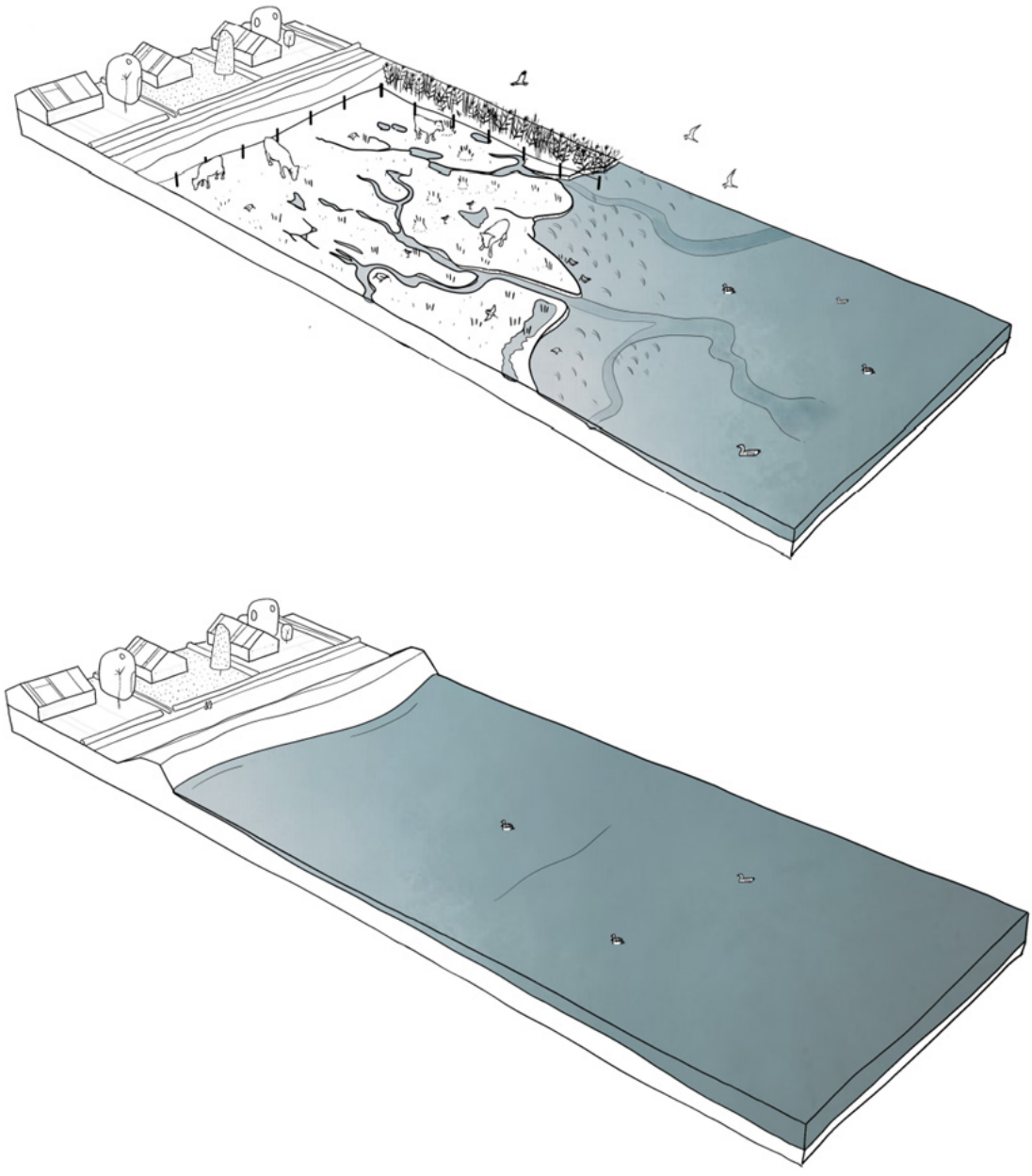


Figur 8-8 Kystskrænt: En veludviklet strandeng med høj diversitet i 2020 foran en kystskrænt, oversvømmes permanent ved havvandsstigninger. Der sker 'coastal squeezing', og strandengens landværts migration forhindres af kystskrænten (COWI-Arkitema, 2021).

Den naturlige flytning af strandenge ved parallelforskydning forudsætter, at der er 'plads' dvs. at de topografiske forhold muliggør, at strandengene kan flytte sig. Menneskeskabt kystbeskyttelse eller naturlig landrejsning vil forhindre denne vandring i at finde sted, hvorved naturtyperne oversvømmes og eroderes (Pontee N. I., 2011) (Borchert, Osland, Enwright, & Griffith, 2018) (Clausen & Clausen, 2014). I det danske landskab er menneskeskabt kystbeskyttelse eller naturlige, landskabsformationer vidt udbredte, og det er oftest udelukkende strandenge, klinter og klitter, som ikke er beskyttet af diger og anden kystsikring.

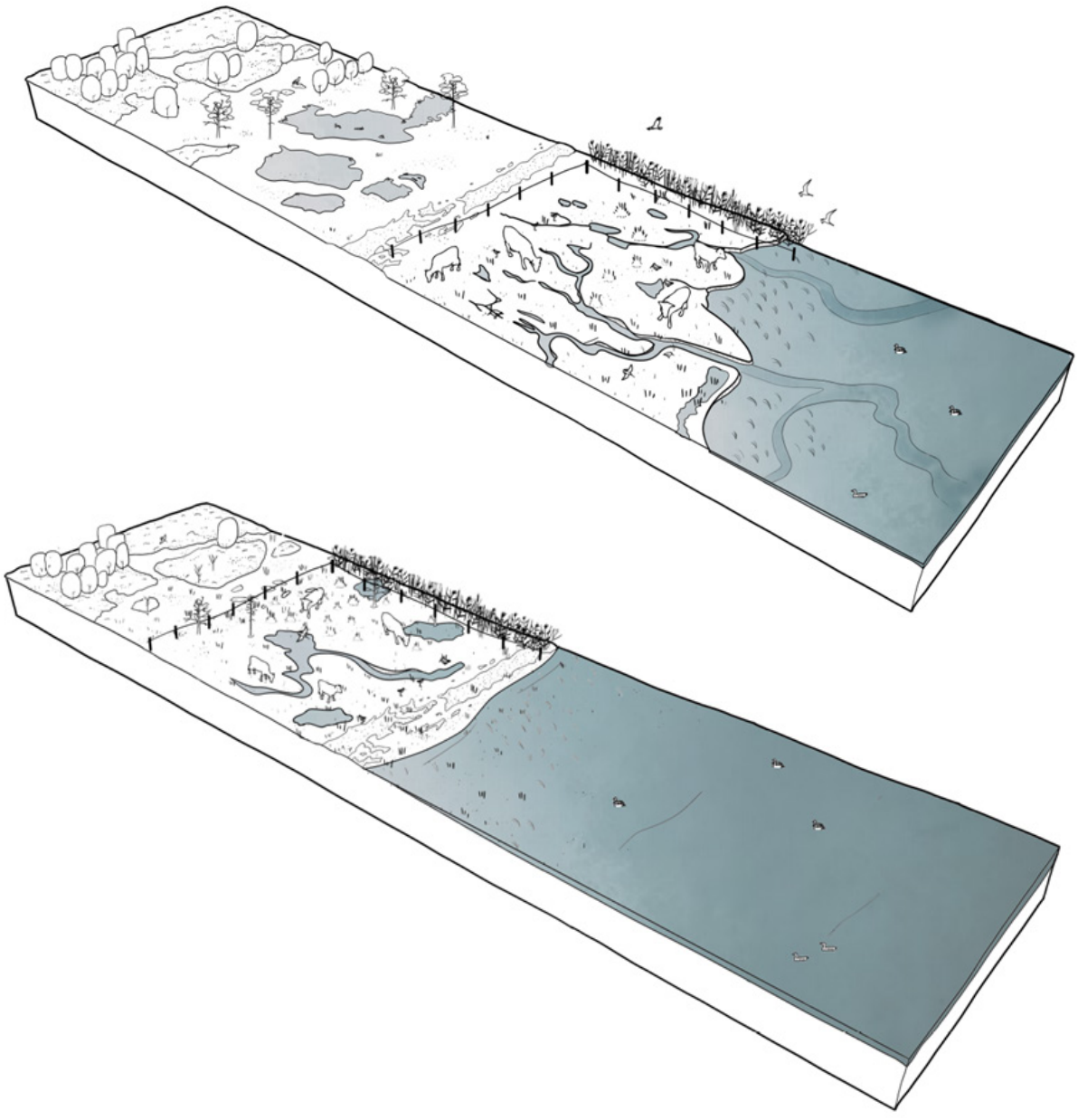


Figur 8-9 Landbrugsscenariet: En veludviklet strandeng med høj diversitet i 2020 foran dyrkede marker, oversvømmes ved havvandsstigninger. Der sker 'coastal squeezing', og strandengens landværts migration forhindres af inddigning af landbrugsjorden (COWI-Arkitema, 2021).



Figur 8-10 Det urbane scenarium: En veludviklet strandeng med høj diversitet i 2020 foran byer og infrastruktur oversvømmes ved havvandsstigninger. Der sker 'coastal squeezing', og strandengens landværts migration forhindres af et dige, som sikrer byen mod oversvømmelser (COWI-Arkitema, 2021).

I alle ovenstående tilfælde, er strandengens naturlige migration umuliggjort af naturlige eller menneskeskabte formationer i landskabet. Strandengene findes i nogle tilfælde dog også foran andre naturtyper som f.eks. moser, enge, klitter og overdrev.



Figur 8-11 Natur: En veludviklet strandeng med høj diversitet i 2020 foran anden natur som eng, mose, hede, søer og overdrev, oversvømmes permanent ved havvandsstigninger. Strandengen flytter sig naturligt ind i landet på bekostning af den øvrige natur og biodiversitet (COWI-Arkitema, 2021).

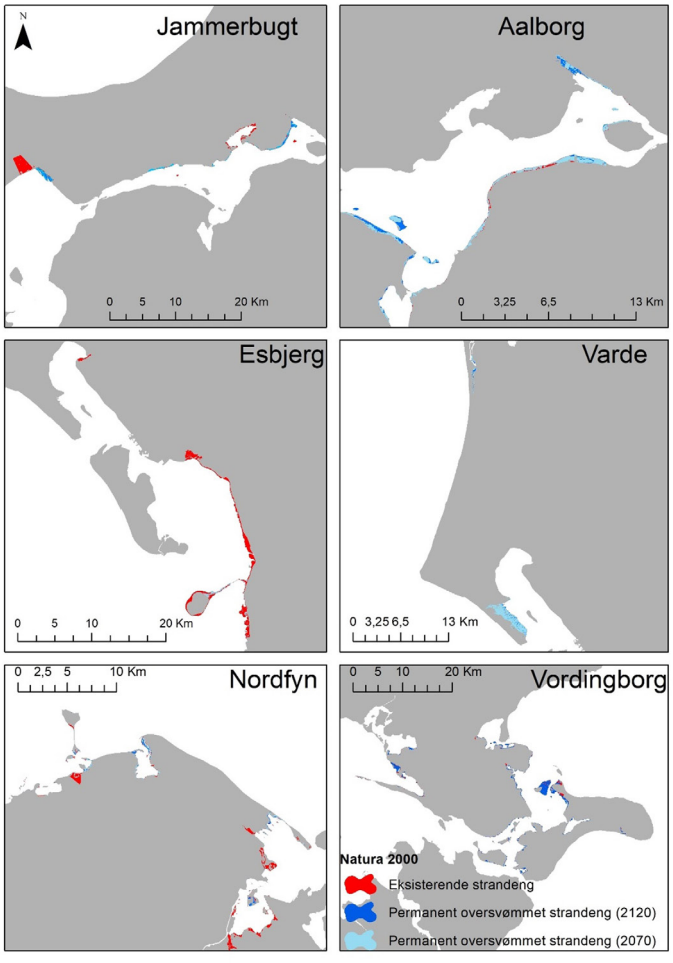
Som det er illustreret på Figur 8-11, kan strandengene i nogle tilfælde migrere ind Som det er illustreret på Figur 8-11, kan strandengene i nogle tilfælde migrere ind i landet og etablere sig, hvor der i dag er f.eks. moser, enge, heder og klitlavninger. Dette vurderes at være den primære mulighed for, at strandengenes og deres biodiversitet gradvist kan flytte sig og overleve.

Figur 8-12 Fotos af landskaber ved LimfjorFotos af landskaber ved Limfjorden, øverst med strandvolde, kystlandsby, strandeng og kystskrænter, nederst lagune, kystskrænter, strandeng, mose og rørskov ved Doverkil (Fotos: Torben Ebbensgaard).

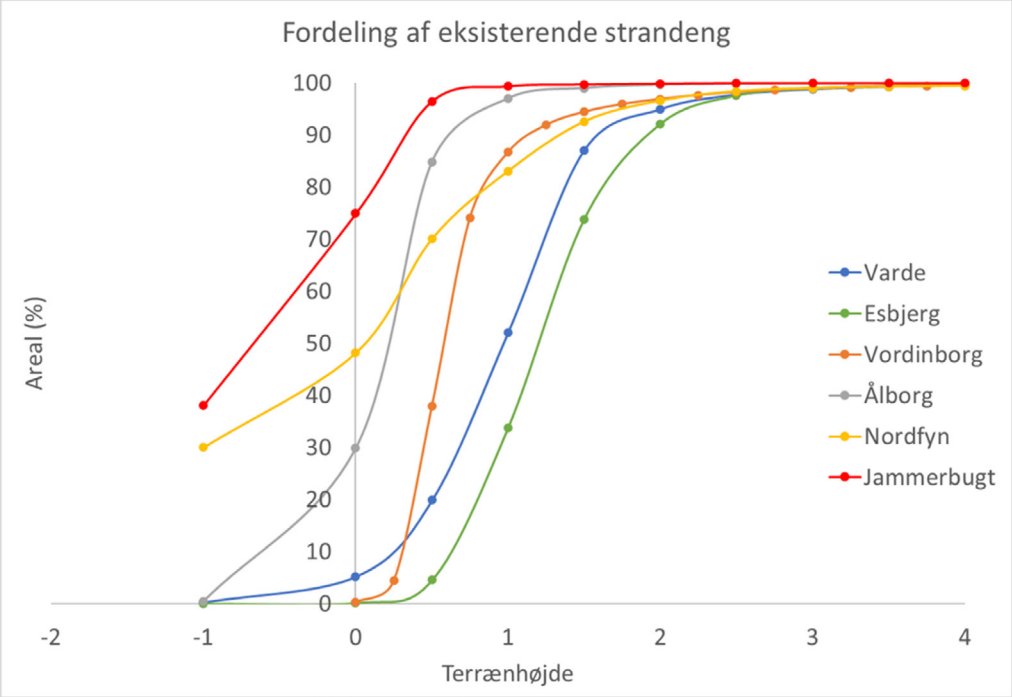
## 8.3.1 NÆRMERE UNDERSØGELSER AF STRANDENGE I DE SEKS PILOTKOMMUNER

Strandengene i de seks pilotkommuner er undersøgt nærmere (Figur 8-13).

For hver kommune blev de nuværende strandenges højdemæssige udbredelse målt på højdemodellen. Resultater viser interessante forskelle og karakteristika (Figur 8-14). Årsagen til dette kan skyldes forskelle i hydrodynamik såvel som




Figur 8-13 Eksisterende og oversvømmet strandeng i de udvalgte pilotkommuner.




Figur 8-14 Fordeling af eksisterende §3-beskyttede strandenge i forhold til terrænkoten i de 6 pilotkommuner.

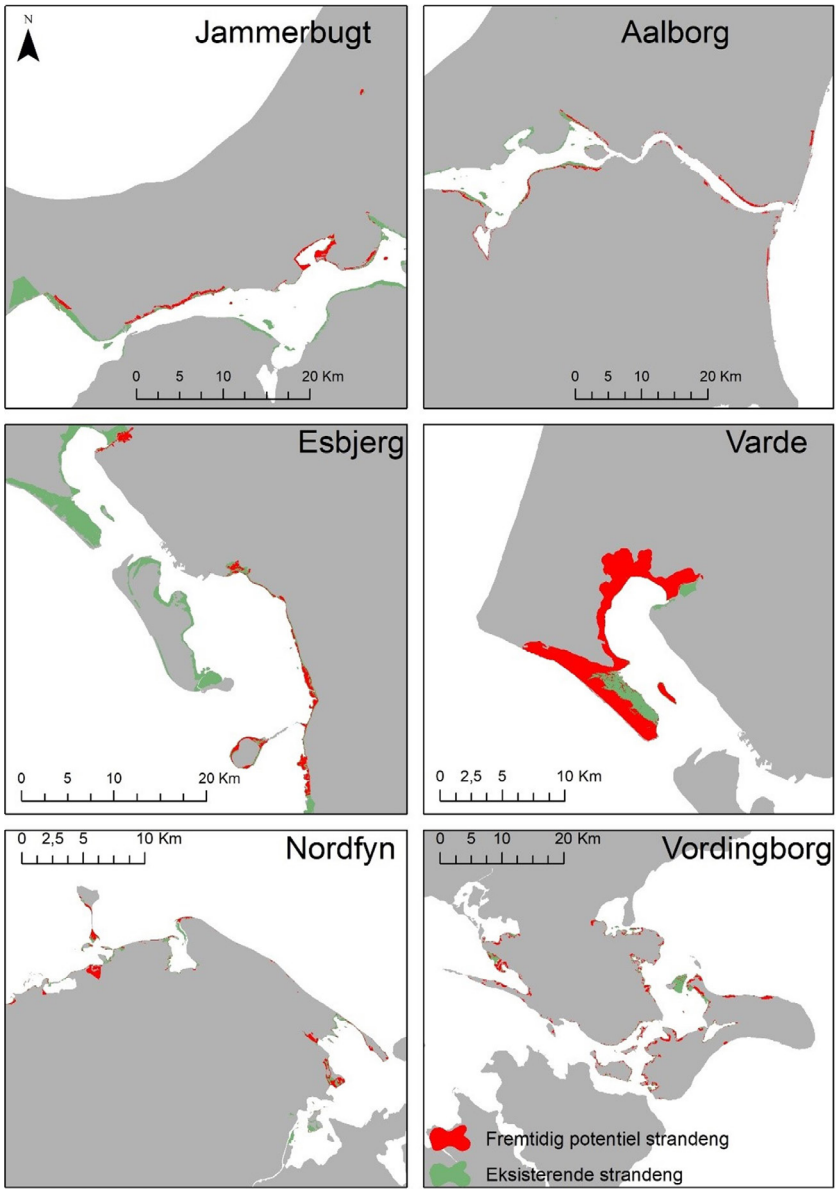
forskelle i nøjagtighed under kortlægning og afgrænsning af de enkelte strandenge. På Vestkysten (Varde og Esbjerg) ses en bredere fordeling (øget lateral udbredelse) og højere koter, hvilket tilskrives den høje tidevandsamplitude. Til sammenligning viste Nordfyns og Jammerbugt Kommuner et mere fladt profil, hvilket formentlig skyldes det store areal af lavtliggende, inddigede strandenge i disse kommuner. Således ligger mere end 70 % af Jammerbugt Kommunes strandenge under kote 0, mens 75 % af Esbjerg Kommunes strandenge ligger højere end kote 1,0. Vordingborg og Aalborg repræsenterer den resterende af de danske strandenge, med mikrotidevands regi og varierende kyst hældning, som resulterer i en varieret vertikal udbredelse.

Vores resultater viser sammenhængen mellem tidevandsamplituden og indtrængen af saltvand i kystzonen. Strandenge i Danmark defineres efter deres vegetationssammensætning og ikke efter tidevandsvariationen. Som følge heraf ligger nogle af de nuværende strandenge bag diger og pumpestationer, såvel som højere i terrænet, end det kunne forventes i et mikrotidevands regi.

Denne højdemæssige fordeling blev benyttet til at estimere, hvor det kotemæssigt ville være muligt at udvikle nye strandenge frem mod 2120. Vi benyttede fordelingen for hver enkelt kommune, men udelukkede alle strandenge, som ligger højere end 90 procent af strandengene, da vi vurderer, at der er tvivl om de øverste 10 %.

På den baggrund estimeredes en maksimal kote for strandenge i hver kommune. Efterfølgende blev denne kote fremskrevet med den forventede stigning i middelhavvandspejl i 2120.

For at afgrænse den horisontale udbredelse af de potentielle fremtidige strandenge, blev der antaget, at fremtidige strandenge stillede samme krav til terrænforholdene som de eksisterende strandenge. Analysen blev derfor begrænsede til en 300 m buffer fra nuværende strandenge. Herved kunne det identificeres, hvilke eksisterende naturtyper eller landbrugsarealer, der ligger 'på vejen' for potentiel landværts migration, og hvor stor andel af områderne, der ikke vil kunne blive til ny strandeng (Figur 8-15).




Figur 8-15 Potentielle arealer for fremtidig strandeng i de seks pilotkommuner.

Analysen for de seks kommuner viser, at det største potentiale for ny strandengsudvikling er i områder, der nu anvendes som landbrug (ca. 7.000 ha), efterfulgt af §3-natur (ca. 6.000 ha) og lysåben habitatnatur (ca. 5.000 ha).

Nogle af de potentielle, fremtidige strandengsområder overlapper med søer, og/eller levesteder for sjældne, truede arter (f.eks. bilag IV-padder). Denne oversvømmelse og potentielle ændring betyder, selvom områderne er relativt små, at f.eks. 25% af det nuværende kortlagte levested for "vandhulsarter" i pilotkommunerne bliver udsat for høje salinitetspåvirkninger, der karakteriserer strandeng. Vandhullerne vil derfor i fremtiden ikke være egnede for disse beskyttede, sårbare arter. Det samme gælder i en lavere grad for søer (8%). Yderligere diskussion og havvandsstigningernes betydning for padder ses i afsnit 8.11.

| AREAL TYPE | PÅVIRKET (HA) | ANDEL AF 6 PILOT KOMMUNER(%) |
|---|---|---|
| Mark | 6767 | 2 |
| Terrestriske habitatnaturtyper | 4901 | 16 |
| §3 natur | 5570 | 8 |
| Padder | 13 | 17 |
| Natura 2000 søer | 161 | 8 |
| Vandhulsarter | 37 | 25 |

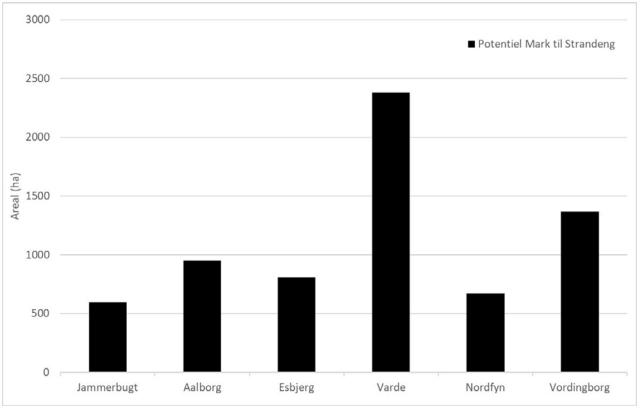
Tabel 8-1 Areal potentielt påvirket af migrerende strandeng

Omkring 6.000 ha med ferske §3-naturtyper i de 6 pilotkommuner vil således blive fortrængt af strandeng. De lokale topografiske forhold og menneskeskabte konstruktioner (infrastruktur, byer, diger, etc.) er dog specifikke for den enkelte lokalitet. Derfor kan vi i dette studie ikke præcist kvantificere den endelige akkumulerede påvirkning af naturtyper og strandengenes migration.

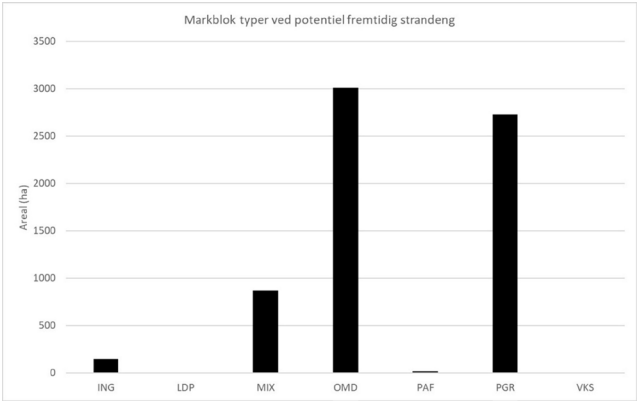
Undersøgelsen viser, at der i pilotkommunerne er 7.000 ha landbrug, som i 2120 vil være stærkt udsatte for oversvømmelser. Hyppige oversvømmelser, erosion og den øgede salinitet vil vanskeliggøre dyrkning, men er omvendt karakteristiske betingelserne for strandeng. Mulighederne for at 'omdanne' nuværende landbrugsarealer til strandeng beskrives nærmere i kapitel 7. Hvis vi kigger på de seks pilotkommuner, så rummer Varde Kommune alene mere end 2.000 ha af det totale påvirkede landbrugsareal i 2120, efterfulgt af Vordingborg der overstiger 1.000 ha. De 4 andre pilotkommuner bidrager med mindre end 1.000 ha (Figur 8-16).

Disse landbrugsområder, der potentielt er tilgængelige for fremtidige strandengsudvikling, er primært kategoriseret som omdrift (OMD) og permanent græs (PGR). I mindre grad også blandet permanent græs og dyrket land (MIX).

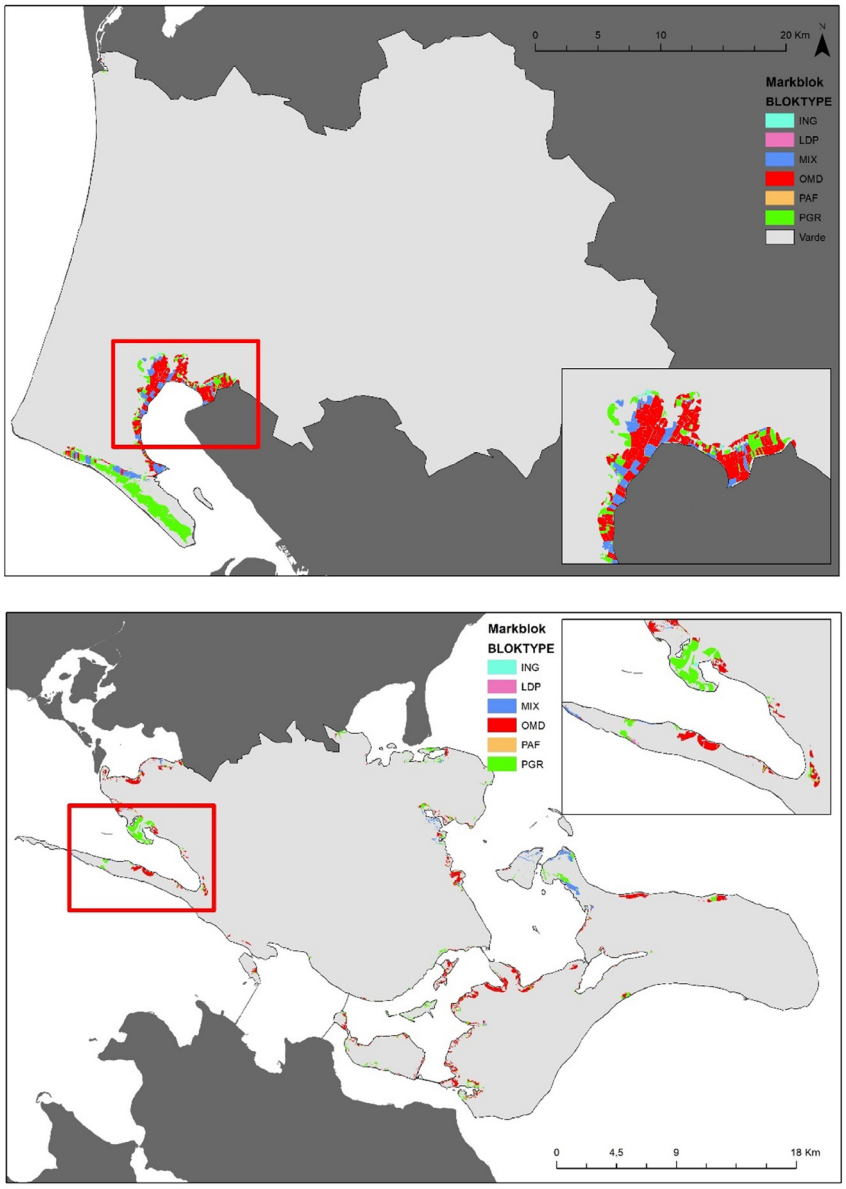
I Varde og Vordingborg ses, at der er en generel tendens til, at permanent græs findes i store sammenhængende områder, mens omdrift oftere er lidt mere fragmenteret (Figur 8-18).




Figur 8-16 Landbrugsområder i de 6 pilotkommuner med potentiale for etablering af strandeng i et fremtidigt klimascenarie, 2120.

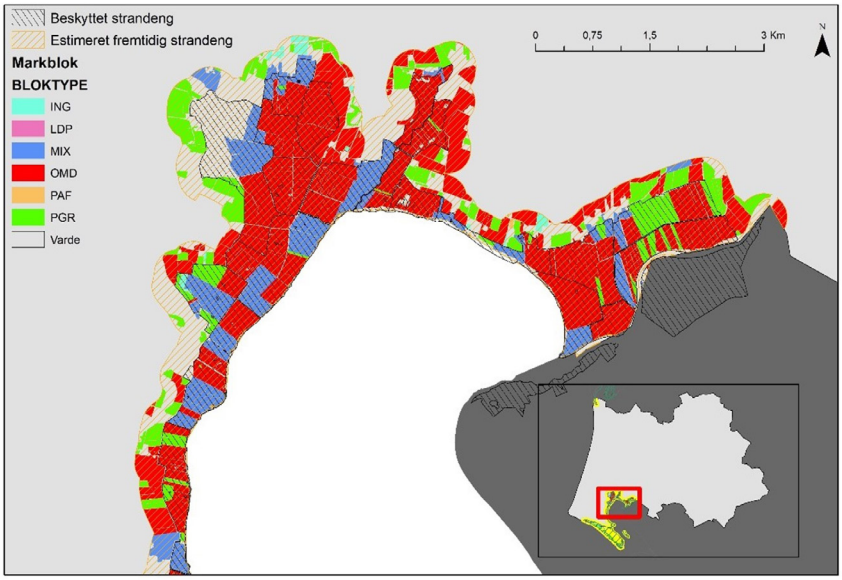



Figur 8-17 Afgrødekoder på de potentielle strandenge: ING (ingen), LDP (tilplantning), MIX (blandet permanent græs og dyrket), OMD (omdrift), PAF (vedvarende afgrøder), PGR (Permanent græs), VKS (væksthuse).

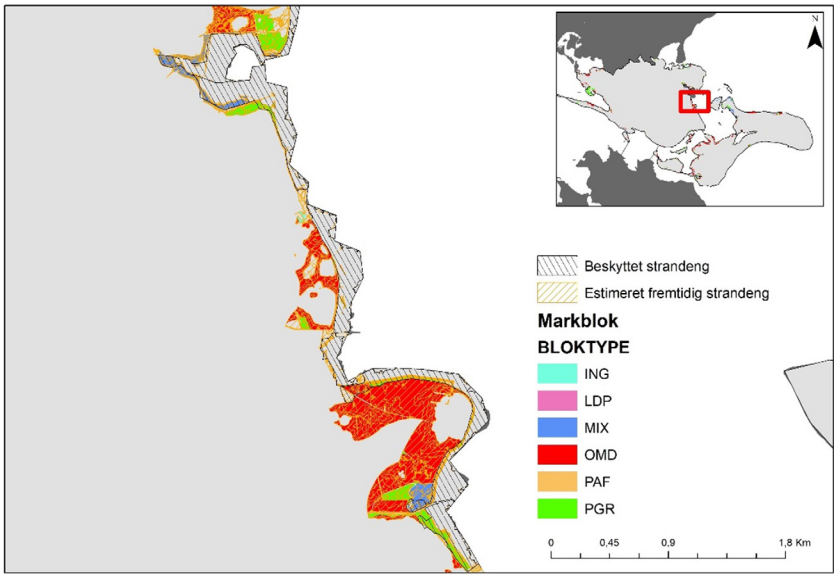



Figur 8-18 Afgrødekoder på potentiel strandeng

Det bemærkes, at store områder af permanent græs fra markbloklaget også er udpeget som beskyttet strandeng. I enkelte tilfælde er andre markbloktyper, såsom omdrift, også udpeget som strandeng. Arealopgørelserne rummer således en vis usikkerhed omkring 'forøgelsen af strandengsarealet'. Det er derfor nødvendigt at undersøge de udpegede beskyttede naturområder og landbrugsområder nærmere. I Varde kommune ses overlappet mellem beskyttet strandeng og omdrift tydeligt (Figur 8-19). Forklaringen på dette skal formentlig findes i de eksisterende tilskudsordninger og ikke egentlige driftforskelle.




Figur 8-19 Overlap mellem strandeng og landbrugsområder i Varde Kommune




Figur 8-20 Overlap mellem strandeng og landbrugsområder i Vordingborg Kommune.

Derimod ser det ikke ud til, at den nuværende udpegede strandeng i Vordingborg kommune overlapper omdriftsarealer og 'kun' overlapper med permanent græs i mindre grad (Figur 8-20). Her er områderne, som vi estimerer som potentielle for fremtidig strandengsudvikling, således placeret i områder, der i øjeblikket er dyrket.

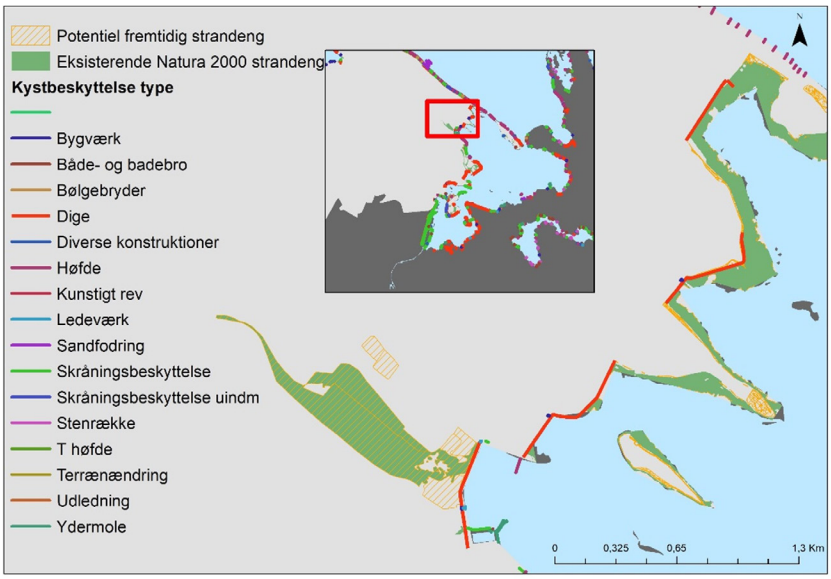
Figur 8-21 Eksempel på forekomst og betydning af diger i Nordfyns Kommune

## 8.3.2 EKSEMPEL PÅ BETYDNINGEN AF DIGER

I ovenstående afsnit 8.3.1 blev de seks kommuner analyseret ift. den forventede stigning i middelvandsspejlet frem mod 2120 uden modificering af kystlinjen og terrænmodellen. Diger og "pumpede områder/områder med pumpestationer" blev ikke fjernet. Dermed fremgår områder bag digerne kun som oversvømmede, når havvandet stiger over digets topkote.

Den ydre del af Odense Fjord (Nordfyns Kommune) er et godt eksempel til at eksemplificere "coastal squeeze". Det meste af den ydre vestside af Odense Fjord er omkranset af diger og afvandet via pumpestationer f.eks. Fjordmarken v. Otterup.

Eksempler ses på digernes omfang og betydning ses på Figur 8-22.




Figur 8-22 Betydningen af diger vist ved Fjordmarken, Nordfyns Kommune

Nogle af de registrerede §3-beskyttede strandenge befinder sig bag digerne (Område 1 Figur 8 22), mens andre områder med strandenge findes foran digerne (Område 2, Figur 8-22).

Stigningen i middelvandspejlet betyder, at vandet i 2120 permanent vil stå op ad digerne på havsiden, men ikke vil oversvømme områderne bag digerne, som stadig er beskyttet af diger og pumpestation. (En 10-årsstormflodshændelse i 2120 vil derimod overstige de nuværende diger.)

Ved Fjordmarken vil konsekvensen af havstigningen derfor blive et totalt tab af strandengene uden for diget, da diget forhindrer strandengens migration.

Vi har beregnet, at omkring 15 % af de registrerede §3-beskyttede strandenge i Danmark i dag befinder sig bag digerne eller pumpelag. I de pumpede områder bag digerne vil der med stigningen i havvandsspejlet ske en større indsivning af havvand til områderne under digerne. Hvis pumperne fortsat kunne opretholde nuværende vandspejlsniveau skal pumpekapaciteten øges pga. forventet øget nedbør, øget ekstremregn og dermed øget overfladeafstrømning fra landsiden. Strandengene på de pumpede arealer bag digerne vil derfor gradvist omdannes til ferske enge pga. gradvist faldende salinitet, øget tilstrømning af ferskvand og manglende tidvise saltvandsoversvømmelser.

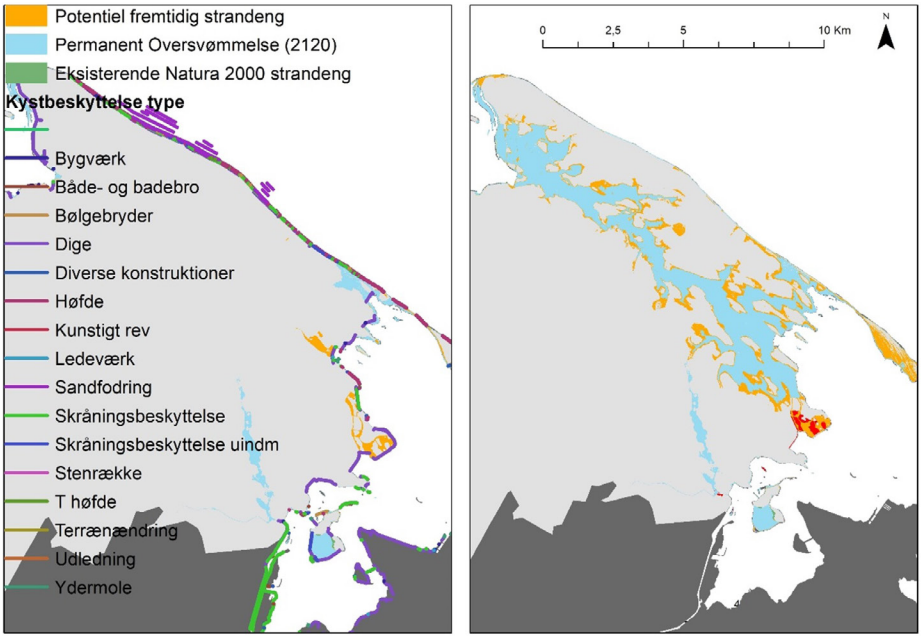
For områder uden diger kan strandengen potentielt bevæge sig ved landværts migration (Areal 3 Figur 8-22).

Der er flere fremtidsscenarier for dette og mange lignende stormflodssikrede områder. Menneskeskabte værdier (byer, veje, havne, landbrugsarealer) kan fortsat beskyttes ved udbygning af diger, sluser, øget pumpekapacitet etc. Alternativt kan naturens dynamik gives fri ved at fjerne den eksisterende kystbeskyttelse, mindske nuværende diger og lade hele eller dele af de bagvedliggende områder gradvist oversvømme. Hvis det sidste vælges, kan oversvømmelsen ske gradvis over de næste 100 år eller på én gang, hvis digerne først fjernes, når middelvandstanden ER steget over det bagvedliggende topografiske niveau. Sidstnævnte blev realiseret i Gyldensteenprojektet, se kapitel 8.5.

For Fjordmarken i Otterup vil fjernelse af digerne have en meget markant konsekvens for landskabet (og naturligvis socialt og økonomisk), da hele den ydre del af området ville blive omdannet til fjord og en klynge af øer (Figur 8-23). I dette teoretiske scenarie vil der etableres en ny dynamisk kystlinje i et marint område på nuværende landbrugs- og terrestriske naturarealer.

En eventuel genopretning af strandenge, marine naturområder, velegnede levesteder for padder, fugle, planter osv. vil kunne kompensere for det store tab af naturtyper og levesteder, men udviklingen kan ikke forudsiges nøjagtigt.

Det er relevant at bemærke, at havvandsstigningerne ikke stopper i 2120. I følge forudsigelserne (IPCC, 2021) vil de fortsætte med samme kraft i flere århundreder.




Figur 8-23 Udvikling ved Fjordmarken ved med de eksisterende former for kystbe-skyttelse (til venstre) og med fjernelse af diger og anden kystbeskyttelse (til højre).

Hvis vandspejlet fremskrives for Nordfyns Kommune, som forklaret i afsnit 8.3.1, og digerne fjernes, kan der udpeges områder med potentiale for fremtidig strandengsudvikling. Det antages, at alle kystnære arealer, med den rigtige kote ift. den fremtidige havoverflade, potentielt kan udvikles til ny strandeng. Resultatet bliver, at der potentielt kan udvikles omkring 980 ha strandeng sammenlignet med de nuværende 371 ha på Nordfyn.

Alternativt, hvis digerne udbygges på deres nuværende placering, og kysten bevæger sig som estimeret i områder, hvor digerne ikke er til stede, vil Nordfyn med den angiven middelhavvandsstigning i 2120 kunne danne op til 337 ha strandeng. Dette med antagelse om, at alle områder med rigtig kote kan udvikles til strandeng.

| STRANDENGSDANNELSE VED UDBYGNING AF EKSISTERENDE DIGER (HA) | BEREGNET STRANDENGSDANNELSE VED FJERNELSE AF DIGER (HA) |
|---|---|
| 337 | 982 |

Tabel 8-2 Potentiale for udvikling af strandeng i Nordfyns Kommune 2120

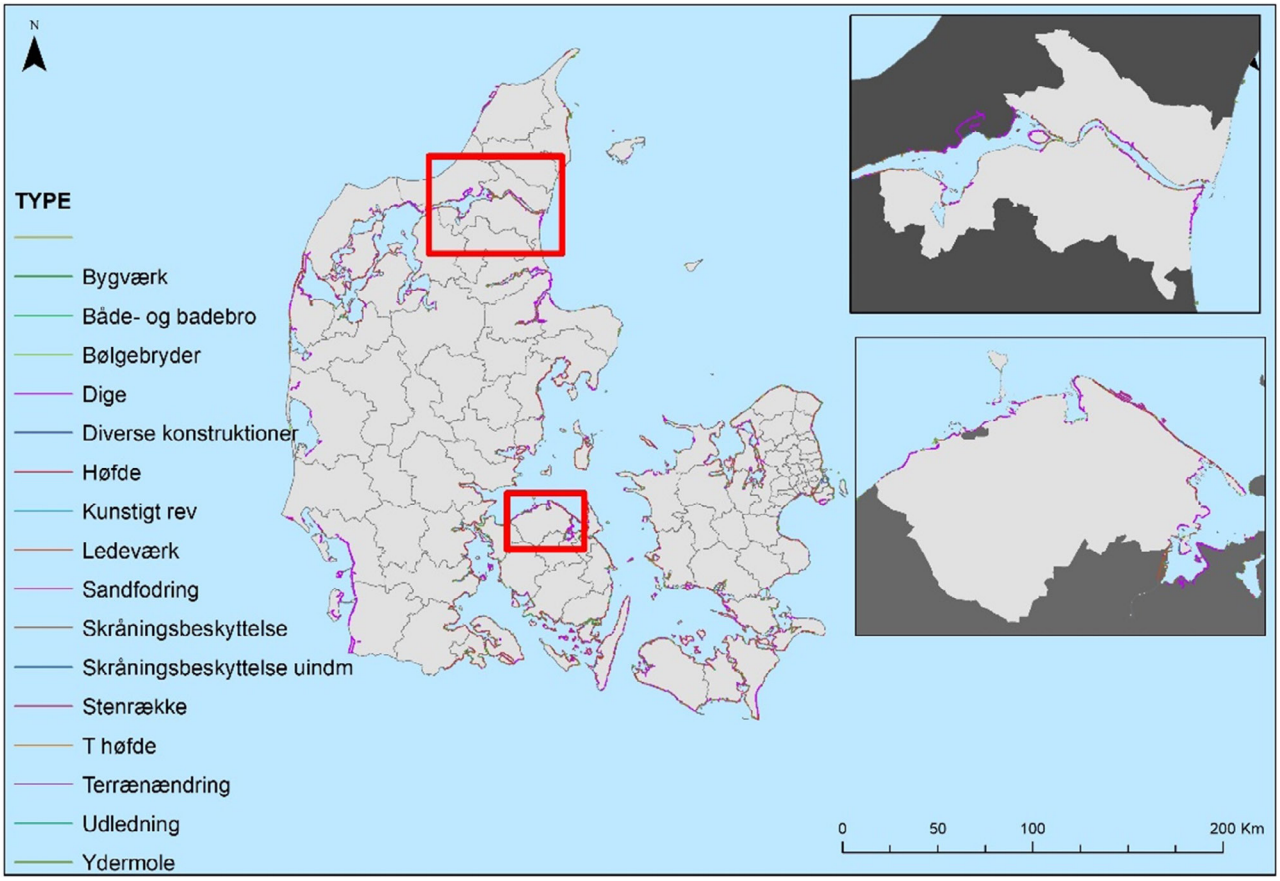
Det vil dog kræve en nærmere analyse for mere nøjagtigt at kunne forudsige udvikling og potentielle løsninger for biodiversiteten ved den forventede stigningen i middelhavvandspejlet.

## 8.4 INDDIGEDE OMRÅDER

### 8.4.1 DATAGRUNDLAG

Analysen tager udgangspunkt i Scalgo's oversvømmelsesberegninger baseret på den danske terrænmodel (0,4*0,4 m). Scalgo live's setup er ikke modificeret og det nationale rettelseslag, som er implementeret af SCALGO i terrænmodellen, er benyttet. Dette betyder også, at kystbeskyttelsesstrukturer, såsom digehøjder, sluser og pumper, ikke er ændret i SCALGO's analyser. For nogle kommuner fremgår det, at eksisterende diger ikke er 'effektive' selvom de måske reelt er høje nok, og andre steder ses det modsatte. Denne bias kan ikke justeres på nationalt niveau, da den er meget stedafhængig. Derfor tages udgangspunkt i Scalgo's beregning, som basis for den nationale analyse.

I Nordfyns Kommune viser Scalgo Live som nævnt, at alle diger vil være effektive mod middelvandspejlsstigningen i 2120, altså at områder bag digerne ikke vil oversvømmes. I Ålborg Kommune viser analysen derimod, at de fleste diger ikke vil være effektive, og at områder bag digerne vil oversvømmes. Som forsøg er 'alle diger fjernet' i Nordfyns Kommune, mens analysen i Ålborg Kommune fokuserer på, hvad konsekvenserne vil være af at 'forstærke alle diger'.



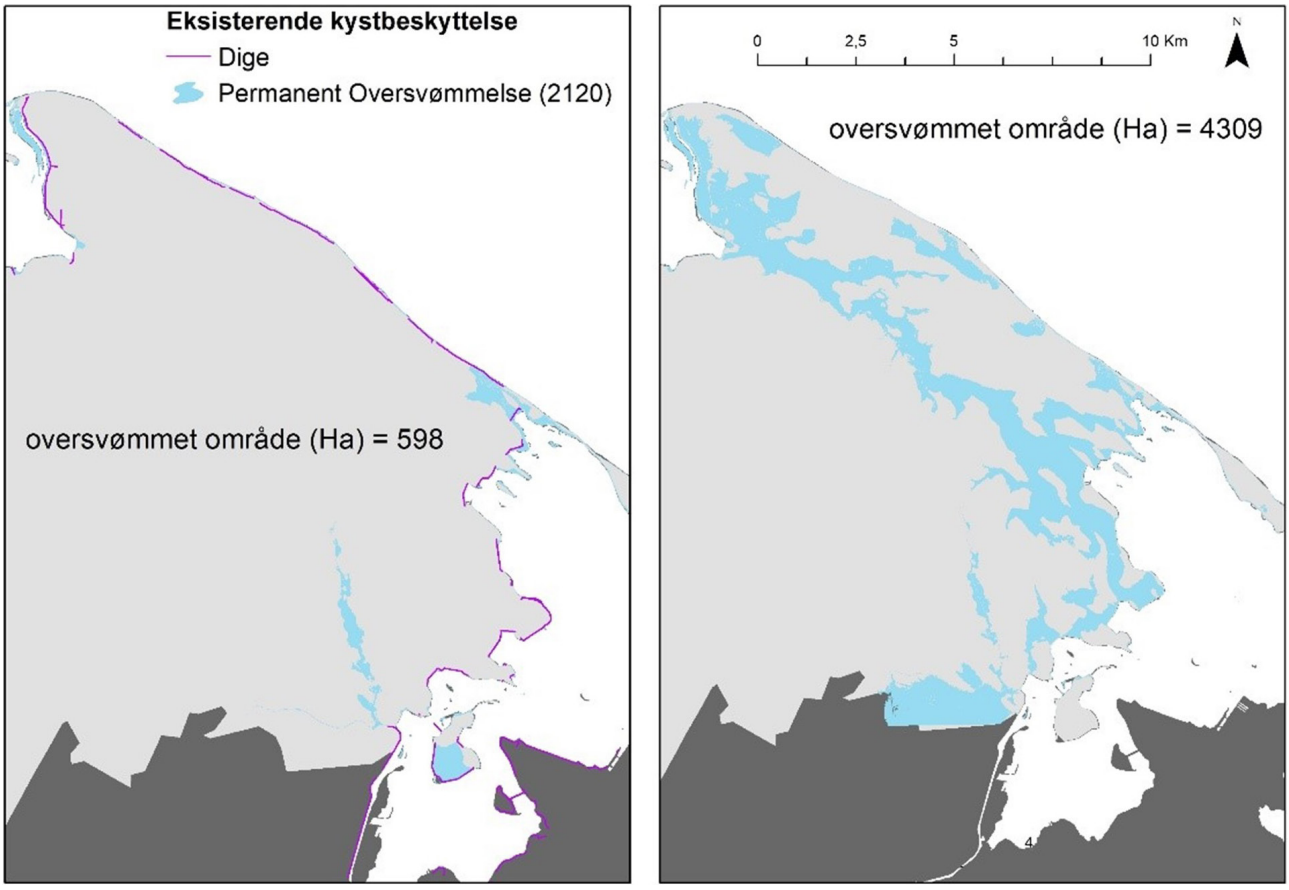

Figur 8-24 Illustration af de mange forskellige konstruktioner i kystzonen i Aalborg og Nordfyns Kommune.

Konsekvenser af fjernelsen af diger i Nordfyns Kommune vil være markant. Med stigningen i middelvandspejlet i 2120 bliver ca. 600 ha oversvømmet ved opretholdelse af de eksisterende forhold, mens ca. 4.300 ha vil blive oversvømmet, hvis alle diger fjernes (Figur 8-25).

Konsekvenserne af genopbygning/forstærkning diger og pumper i Ålborg Kommune er ikke så markant som på Nordfyn, men stadig signifikant. Ved stigningen i middelvandspejl i 2120, bliver ca. 3100 ha oversvømmet ved de eksisterende forhold, mens kun ca. 1800 ha vil blive oversvømmet, hvis alle diger forstærkes (Figur 8-26).

Udover den umiddelbare effekt er diskussion af positive og negative virkninger af oversvømmelse versus genopbygning/forstærkning af diger kompliceret, da forholdene er meget stedspecifikke. Der vil kræves en specifik aktion og vurdering for hver enkel lokalitet og bygværk.

I Ålborg Kommune er det meste af arealet bag digerne defineret som markblok (1169 ha), mens afgrænsningen af naturarealerne omfatter (325 ha Natura 2000 og 110 ha §3-beskyttet natur). Hvis de eksisterende diger bliver forstærket (og pumpes), vil de 1169 ha markblokke fortsat med at være tørre. Alternativt vil de potentielt kunne bidrage til at erstatte tabt strandeng.




Figur 8-25 Illustration af oversvømmelse af en del af Nordfyns Kommune ved permanente havvandsstigninger og bevaring af de nuværende forhold (til venstre) hhv. hvis diger og pumper fjernes (til højre).

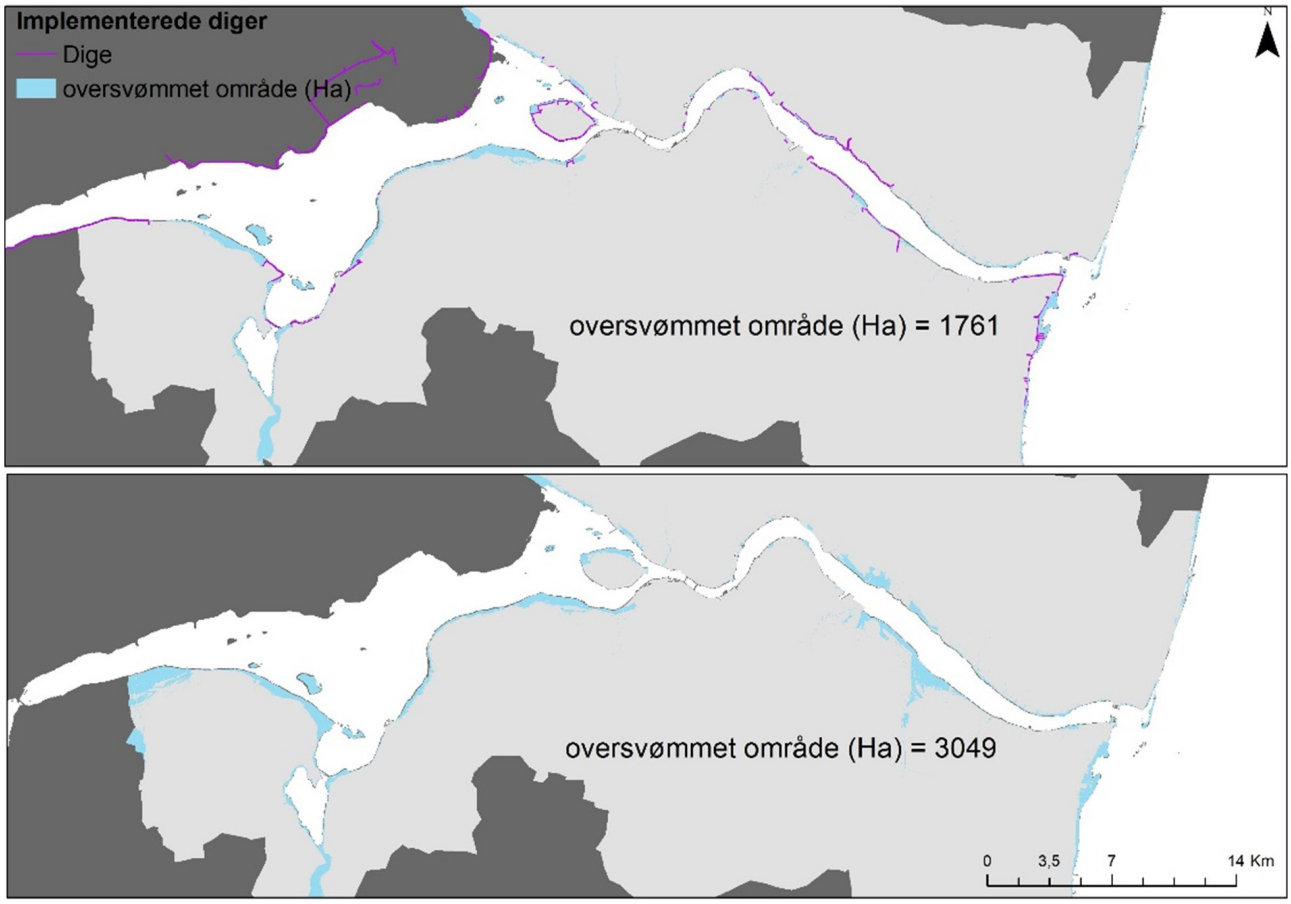
Situationen i Nordfyns Kommune er anderledes, fordi man ved at fjerne diger og pumper ville omdanne en del af kommunen til en ø. Ved fjernelse af diger på Nordfyns vil man oversvømme 3016 ha marker, 1150 ha Natura 2000 og 816 ha §3-beskyttet natur.

I Jammerbugt Kommune er situationen omvendt. Her ligger meget store, værdifulde naturarealer bag diger (f.eks. dele af Vejlerne). Her vil bevarelse af de værdifulde arealer ved havvandsstigningerne formentlig kræve, at vandstanden bag digerne kunstigt holdes på det nuværende niveau.

## 8.5 HAVVANDSSTIGNINGERNES BETYDNING FOR MARINE OMRÅDER

Kystzonen kan betragtes som terrestriske naturtypers overgang til våde-saline habitater til marine naturtyper. Derfor bør de kystnære miljøer betragtes sammen og i sammenhæng. At modificere én naturtype, vil også have konsekvenser for andre. Mange marine arter f.eks. kystfugle, der lever i kystnære habitater, er afhængige af både terrestriske yngle- og rasteområder samt marine, benthiske fourageringsområder. Hvis eksempelvis kun de terrestriske levesteder bevares, mens de lavbundede fødeområder forsvinder eller forringes, kan populationen af kystfuglene ikke opretholdes.

De samlede konsekvenser af klimaændringerne for kystzonen skabes ikke kun af havvandsstigninger. Ændringer i klimatologi (perioder med regn og tørke, vind etc.), temperatur og øgede ekstreme forhold vil sammen med stigningen i middelvandstand have konsekvenser for arter og økosystemer. Med stigende temperaturer vil der opstå en ny autotrof-heterotrof balance, presset mod mere heterotrofe forhold, hvor øget eutrofiering, højere rater af næringsstofomsætning

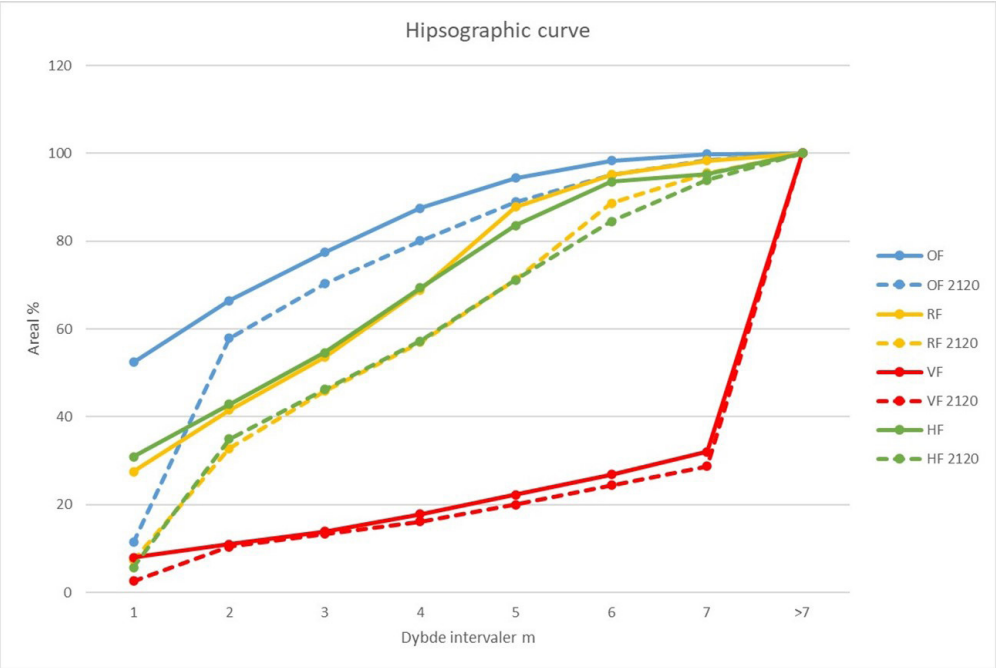



Figur 8-26 Illustration af oversvømmelse af Aalborg Kommune ved permanente havvandsstigninger og bevaring af de nuværende forhold (nederst) hhv. hvis alle diger og pumper forstærkes/udbygges (øverst)

og iltsvind vil dominere. Det er svært at forudse og endnu sværere at kvantificere disse ændringer for specifikke naturtyper og levesteder. Naturtypernes status og modstandsdygtighed har en stor rolle i denne overgang. F.eks. kan nogle invasive arters rolle, som generelt betragtes som negative, hjælpe med at fylde tomme nicher og genoprette forsvundne økosystemfunktioner. Modsat kan invasive arter bidrage til ubalance i systemet og lede til udryddelse af hjemmehørende arter. Dette er kun et eksempel på kompleksiteten af processen og de mange usikkerheder, vi står overfor.

Med fokus på stigningen i havniveauet kan vi beskrive nogle synergier og vanskeligheder. Coastal squeezing er et af hovedproblemerne. Når havniveauet stiger, kombineret med øget frekvens af ekstreme begivenheder (både stormflod, nedbør, afstrømning, grundvand), vil kysthabitater blive udsat for permanent oversvømmelse. Nogle af løsningerne man kan benytte mod oversvømmelser, er diger, pumper og mange andre former for beskyttende strukturer, som kan opretholde forudsætningerne for nogle naturtyper. Man kan også vælge at fjerne eksisterende strukturer og lade områder bliver oversvømmet eller at lade mindre produktive landbrugsjord blive oversvømmet for at beskytte mere vigtige områder eller mere produktiv landbrugsjord.

Hvis digerne er placeret tæt på havet, vil de nuværende lavvandede produktive marine habitater blive placeret dybere, og der vil ikke opstå tilsvarende lavvandede områder til at erstatte dem. Som eksempel har vi estimeret det nuværende og fremtidens (år 2120) akkumulerede dydearealer (hypsografer) for fire danske fjorde: Odense Fjord, Roskilde Fjord, Vejle Fjord og Horsens Fjord (Figur 8-27). Resultaterne viser generelt et netto tab af produktivt lavbundsareal. Specielt dybder under 1 m bliver markant reduceret i fremtidsscenariet (2120) for alle fjorde. Intervaller mellem 1 til og med 4 m, som svarer til det det nuværende bentiske produktive areal for alle 4 fjorde bliver også reduceret i Odense, Roskilde og Horsens Fjorde. Dybdegrænsen for ålegræs er i Horsens




Figur 8-27 Beregnet akkumuleret areal af dybdeintervaller i hhv. Odense Fjord (OF), Roskilde Fjord (RF), Vejle Fjord (VF) og Horsens Fjord (HF) nu (2020, fuldt optrukne linjer) og i 2120 ved den beregnede middelhavvandsstigning (stiplede linjer).

og Odense Fjorde 2.6 og 2.9 m. Vejle Fjord har allerede meget skarp hældning ved kysten som resulterer i en naturlig dyb fjord. Hvis den nuværende udvikling ekstrapoleres, vil tabet af produktive lavvandede, bentiske habitater på nationalt plan være markant og et problem for bl.a. biodiversitet, næringsstofoptagelse, bufferkapacitet og $CO_2$-bindingskapaciteten.

De mest produktive marine habitater er placeret på lave vanddybder, hvor lysintensiteten understøtter optimale vækstforhold. I de fleste fjorde indikerer dybdegrænsen for ålegræs kompensations-dybden, hvorunder produktion er stærkt begrænset, hvilket skyldes eutrofieringen af de danske farvande. På nuværende tidspunkt er kun 5 ud af 109 danske marine vandområder vurderet til at have en god økologisk tilstand (Miljø- og fødevareministeriet, Styrelsen for Vand- og Naturforvaltning, 2016). Eutrofieringen er den primære årsag. På trods af den store indsats for at reducere kvælstof- og fosforbelastningen af de danske farvande i de seneste årtier, er de fleste områder stadig vurderet til dårlig, ringe eller moderat økologisk tilstand. En direkte konsekvens af eutrofiering er ringe tilgængelighed af lys på havbunden. Dette har alvorlige konsekvenser for vigtige bentiske habitater med ålegræs og makroalger. Disse er kun til stede i begrænsede, lavvandede områder (Flindt, et al., 2016; Canal-Vergés, Petersen, Rasmussen, Erichsen, & Flindt, 2016). Den høje turbiditet sammen med den kommende coastal sqeezing vil yderligere påvirke fjordene negativt. Der vil opstå en dybdemæssig afkobling mellem iltproduktion og iltforbrug. Hvis udstrækningen af lavvandede områder med tilstrækkeligt lys mindskes yderligere, vil de livsvigtige levesteder for mange arter af fugle, fisk og smådyr også blive reduceret eller helt forsvinde.

## 8.6 ERFARINGER MED NATURGENOPRETNING PÅ TIDLIGERE INDDIGEDE AREALER

Genopretning af strandenge på dyrkede marker, der tidligere har været strandenge, synes umiddelbart at være den mest oplagte metode til at genskabe strandenge. Der findes dog også undersøgelser, der advarer om potentielle problemer ved reetablering af strandenge i områder med landbrugsdrift.

Vigtigheden af de lokale hydrodynamiske forhold (erosion vs. tilvækst) og coastal squeeze er tidligere diskuteret. Men andre faktorer såsom succession, jordbund og fauna spiller også en stor rolle ved gendannelse af strandeng. Burd (1995) har vist, at der efter landvinding kan ske en komprimering af sedimenterne, som har sænket det oprindelige strandengs overflade med 0,5 til 2 m. Efter genopretningen burde denne komprimering, over tid, blive opvejet af sedimentation og vertikal tilvækst, men mange genoprettede strandengsområder vedblev at være mudret sedimentbund i årtier og fik ikke etableret karakteristisk vegetation (French, French, Clifford, & Watson, 2000).

(Paramor, 2002) hævder, at det er en konsekvens af faunasuccession. Når nyligt dannede marine områder rekoloniseres af bioturbatorer, såsom f.eks. Hediste diversicolor (tidligere kendt som Nereis diversicolor), mangler hele området den nødvendige tilvækst. Derfor ses en øget erosion. I nogle felteksperimenter, hvor bundfaunaen blev ekskluderet, blev erosionen vendt til en nettotilvækst og en succesfuld etablering af strandengsvegetation blev opnået. Forklaringen er, at disse bioturbatorer nedbryder sedimentstabiliteten (Hughes & Paramor, 2004)(Kristensen et al. 2014). En lignende successionsproblematik er blevet observeret ved reetablering af marine bundplanter som ålegræs Zostera marina. Valdemarsen et al 2010, fandt bl.a., at den tidlige kolonisering af sandorm (Arenicola marina) forhindrede rekoloniseringen af ålegræs i de danske vande. (Paramor, 2002; Hughes & Paramor, 2004) foreslog tiltag på strandenge for at assistere rekoloniseringen af den ønskede, rodfæstede vegetation såsom eksklusion af infauna eller tilbageholdelse af vand (via lave diger) for at øge sedimentationstiden og reducere de fysiske kræfter af det indstrømmende vand.

Lignende feedback mekanismer er også fundet i genopretningen af marine havgræsser i Danmark. Her er fysisk stress og bioturbatorer (sammen med begrænset lystilgængelighed) skyld i manglende naturlig rekolonisering af ålegræs (Flindt, et al., 2016; Canal-Vergés, Petersen, Rasmussen, Erichsen, & Flindt, 2016). Som foreslået af (Hughes & Paramor, 2004) for strandenge er en forøgelse af forankringskapaciteten for ålegræs under aktiv transplantation nøglen til, at transplantaterne overlever (Flindt, et al., 2019; Lange, et al., 2020). På den anden side er det blevet dokumenteret, for både strandenge og ålegræsbede, at når vegetationen er etableret i rimeligt omfang, vil den fungere som en naturlig stabilisator og som karbonlager og naturlig fysisk barriere. Hermed igangsættes akkumuleringen af sediment, organisk materiale etc.

Til sidst spiller den aktuelle tilstand af de omkringlæggende arealer også en rolle i succesfuld genopretning. For eksempel foreslog (Pye, 2000) French (2001), at udplantning af havgræsser kan stabilisere transplanteret og naturligt sediment og forøge den naturlige sedimentation. I Danmark findes kun mindre arter af havgræsser (Ruppia maritima, almindelig havgræs, på meget lavt vand i fjorde, og Zostera noltii, dværgålegræs, i den intertidale zone på vestkysten samt Zostera marina, almindelig bændeltang/ ålegræs), men disse arter eksisterer kun på lavt vand og er kendt for at fungere som små lokale ”bølgebrydere”, som mindsker de fysiske kræfter og erosionen langs kysten.

En anden løsning er brugen af sand til at stabilisere mudret sediment og øge forankringskapaciteten for strandengsarter under de første successionsskridt. Dette er faktisk også blevet gjort i aktiv rekolonisering af ålegræs. (Flindt, et al., 2019) demonstrerede validiteten af en teknik kaldet ”sand capping”, som går ud på at lægge sand ovenpå mudrede sedimenter for at stabilisere sedimentet. Denne metode viste ikke kun en forbedring af de bentiske lysforhold, men også en forbedring af forankringskapaciteten af nyligt etableret ålegræs, hvorved dets overlevelse øges. Nogle lignende overvejelser og teknikker bør overvejes ved planlægning og diskussion af genopretning af tidligere, inddigede og opdyrkede områder, som bidrag til genopretning af strandenge i Danmark.

## 8.7 EKSEMPLET GYLDENSTEEN: UDFORDRINGER OG METODER

Succesfuld naturgenopretning ved oversvømmelse af kystnære landområder kræver nøje overvejelser og undersøgelser. Især hvis oversvømmelsen ikke sker gradvist over mange år, men på én gang.

Kystlagunen og strandengene ved Gyldensteen nær Bogense i Nordfyns Kommune blev drænet og inddiget af Gyldensteen Gods i 1870’erne. Siden da blev det brugt til landbrug, indtil AAGE V. JENSENS FOND købte 616 ha af jorden i 2011. Et område på 214 ha blev klargjort med nye indre diger, før de gamle havdiger blev gennembrudt den 29. marts 2014 for eksperimentelt at genoprette en marin lagune med en gennemsnitlig vanddybde på ca. 1 m (Thorsen, Holmer, Quintana, Valdemarsen, & Kristensen, 2021).

Efter 150 års intensivt landbrug var jorden stærkt belastet med nitrogen og fosfor. Efter oversvømmelsen blev der observeret en kraftig frigivelse af næringssalte og en tidevandsdrevet eksport af N og P de første år efter oversvømmelsen.

Ortofoto: Danmarks Miljøportal

Herefter blev målt faldende rater (Kristensen, Quintana, Valdemarsen, & Flindt, 2021). Der blev målt tab varierede fra 157 til 299 kg N $ha^{-1}$ $år^{-1}$ og 29 til 63 kg P $ha^{-1}$ $år^{-1}$ i løbet af det første år. N-tabet faldt hurtigt efter de første to år og nåede et niveau på 28-65 kg N $ha^{-1}$ $år^{-1}$, mens P-tabet faldt efter det første år og forblev stabilt højt derefter 18-32 kg P $ha^{-1}$ $år^{-1}$ (Kristensen, Quintana, Valdemarsen, & Flindt, 2021). For at sammenligne størrelsesordenen af denne belastning blev det estimeret, at Danmark i den tidligere vandområdeplan sigtede mod at reducere N-belastningen med 13.000 tons N år-1. Gyldensteen bidrog alene med 120 ton N år-1 de første år, og reducerede deres belastning til 26 ton N år-1 efter de første 5 år. Den høje N- og P-eksport efter gennemførelse af en styret omlægning af landbrugsjord, kan forringe miljøforholdene i de tilstødende havrecipienter i mindst 5 år, især i områder, hvor slutrecipienten allerede er udsat for eutrofiering. I Gyldensteen har denne høje N- og P-belastning og dynamikken i næringsstoffrigivelsen til vandsøjlen (ændringer i DIN/DIP-forhold) ført til et meget ustabilt system og ringe forhold for etablering af bundvegetation.

Efter 5 år er området stadig ustabilt, og små og tilfældige ændringer i DIN/DIP-forholdet styrer balancen mellem opblomstring af bentiske cyanobakterier og makroalgeartsrigdommen (Thorsen, Holmer, Quintana, Valdemarsen, & Kristensen, 2021). En dybdepløjning i 1960'erne mobiliserede desuden store mængder finkornet materiale (ler og silt) som har skabt et højturbidt miljø, som filtratorer ikke har succes med at etableres i. De forsøger at etablere sig i området, men den høje koncentration af leret og siltet materiale og den hyppige resuspension tilstopper deres gæller og filterapparater.

En anden konsekvens af områdets fortid som landbrug er manglen på hårdt substrat på grund af den årlige bearbejdning af jorden. Der mangler fysiske strukturer som større sten, der blev fjernet for at øge landbrugsproduktionen. Dette har langsigtede konsekvenser, og kan ikke ændres uden menneskelig indgriben. I danske havbundshabitater kan mange arter, såsom flerårige eller semi-flerårige algearter, kun vokse på hårdt underlag. Derfor er der ikke observeret tegn på permanent etablering af sådanne arter siden oversvømmelsen ved Gyldensteen. De små partikler i sedimenterne gør det også vanskeligt at opnå den lystilgængelighed, der er nødvendig for andre flerårige arter, som f.eks. ålegræs. Områder med udelukkende fine sedimenter er meget lettere at resuspendere end f.eks. sandede sedimenter eller områder med vegetation.

Ved Gyldenstenprojektet blev der udover den marine oversvømmelse, som skabte kystlagunen, også oversvømmet et stort lavbundsareal, som skabte den ferske engsø. Efter oversvømmelsen har der været moniteret drivhusgasemissioner på disse to arealer (Se Tabel 8 3). Arealanvendelsen på disse nyetablerede habitater er historisk set identiske.

| EMISSION V. GYLDENSTEEN | TON $CO_2$ /ÅR | OVERSVØMMET AREAL (HA) | TON $CO_2$ /HA/ÅR |
|---|---|---|---|
| Kystlagune (brakvand) | 12.200 | 214 | 57,01 |
| Engsø (Ferskvand) | 8.200 | 144 | 56,9 |

Tabel 8-3 Målte emissionsstørrelser (i $CO_2$) på hhv. den restaurerede kystlagune og den restaurerede engsø.

Kystlagunen tilbageholder årligt 12.200 ton $CO_2$ mere end samme areal, da det var opdyrket, mens Engsøen tilbageholder 8.200 ton ekstra $CO_2$, pga. sin større størrelse. Kystlagunen har imidlertid ingen emission af methan ($CH_4$), mens Engsøens methan-emission er på 396 ton pr. år. Omregnes methan-emmisionen til $CO_2$-ækvivalenter, svarer det til at engsøens klima-budget bliver yderligere 13.500 ton $CO_2$ forringet. Retablering af kystlaguner (med brakvand) er altså et bedre klimavirkemiddel end retablering ferske søer. Dette skyldes, at methano-genesen hæmmes af svovl-respirerende bakterier i marine områder.

### 8.7.1 STABILISERING AF SEDIMENT

Resuspension reducerer lystilgængeligheden på havbunden, hvilket skaber ringe levestedsforhold for bundvegetation. Dermed vil området forblive goldt, og cyklussen kan ikke brydes uden indgreb. Eksempelvis kan "sand capping" bruges til at forbedre systemet og katalysere vejen mod bedre sedimentforhold. Denne teknik kan stabilisere fine partikler i mudrede sedimenter og herved lette etablering af rodfæstet vegetation (Flindt, et al., 2021).

Den lokale betydning af klima-inducerede processer med gradvis stigning af middelhavvandsspejlet afhænger af områdets lokale hydrodynamiske forhold. Her kan fine partikler langsomt udvaskes, og der kan efterlades grovere sedimenter naturligt i løbet af processen. Derfor vil der være andre og bedre perspektiver, når området bliver oversvømmet i løbet af 100 år fremfor oversvømmelse på én gang.

Problemer med manglen på hårdt sediment, såsom sten og grus, vil ikke blive løst naturligt på kort sigt. Ændring af dette indenfor en 50-års horisont vil uden tvivl kræve menneskelig indgriben. Genopretning af stenrev er med succes implementeret i nogle danske havområder (Dahl, Støttrup, Stenberg, Berggreen, & Jensen, 2016). Stenrev, såvel som ethvert andet naturgenopretningsprojekt, skal planlægges nøje. Stedudvælgelsesprocessen er særdeles vigtig og bør omfatte de bl.a. hydrodynamiske forhold, saltholdighed og lystilgængelighed på havbunden. Planlægning kan sikre væksten af ønskede arter på revene samt undgå iltsvind, nedsynkning eller udvaskning af sten o.a., der vil påvirke økosystemet.

De mest almindelige stenrev brugt i Danmark er diffuse (spredte sten over store områder) og "boulders" (store sten koncentreret på mindre lokalitet). I Danmark findes eksempler på store, succesrige genopretningsprojekter af stenrev (Dahl, Buur, Andersen, Göke, & Tonetta, 2020; Stenberg, et al., 2015) osv., og små til mellemstore rev-restaureringer er igangsat i bl.a. Horsens fjord, Vejle fjord, Roskilde fjord og i og omkring Lillebælt. I nogle tilfælde skyldes mindre succes lave lystilgængelighed. For eksempel blev der i det nyetablerede rev ved Livø, Limfjorden, dokumenteret et stejlt fald i makroalgernes diversitet og tætheder

under 4 m's dybde (Dahl, Buur, Andersen, Göke, & Tonetta, Indvandring og biodiversitet på det nye stenrev ved Livø, 2020).

Biogene rev, hvor skaller og muslinger er fordelt som hårdt substrat, er sammen med restaurering af muslingebanker mere dynamiske løsninger. De er sværere at kontrollere, men medfører økosystem-funktionaliteter, som kan bruges i danske farvande (eks. Sund Vejlefjord-projektet).

Udplantning af ålegræs er en anden form for genopretningsaktivitet, der kan hjælpe med at stabilisere sedimenter. Dette er anvendt eller er ved at blive implementeret i en lang række danske fjorde og lavt vand f.eks. Vejle, Kolding, Odense, Roskilde, Lillebælt, Ringkøbing, Gyldensteen etc. Stenrev, muslingebanker og ålegræsbanker bidrager ved at øge sedimentstabiliteten. De er alle produktive systemer, der øger biodiversiteten og bidrager til at øge systemets bufferkapacitet mod eutrofiering.

Bufferkapaciteten er ikke ens i alle habitater. Eksempelvis er ålegræsbede rapporteret som værende i stand til at tilbageholde eller optage 4000 kg C $ha^{-1}$ $år^{-1}$, 150-300 kg N $ha^{-1}$ $år^{-1}$ and 30-60 kg P $ha^{-1}$ $år^{-1}$ (Lange, et al., 2020; Petersen, et al., 2021) (Bruhn et al. 2020). Fokuseres på kulstof-deponering er ålegræssets potentielle akkumulering af C lige så høj som mange af de mest produktive kystnære naturtyper. Potentialet for ålegræssets fastholdelse af kulstof er estimeret til ca. 0,4 kg C $m^{-2}$ $år^{-1}$. Andre studier har vist, at potentialet for C-akkumulering hos de enkelte arter på strandengene svinger mellem 0,61 og 2,7 kg C $m^{-2}$ $år^{-1}$.

## 8.8 DEN MORFOLOGISKE UDVIKLING AF STRANDENGE

KKysternes morfologi og sedimentationsmønstre er væsentlige faktorer i vurderingen af den fremtidige udvikling af eksisterende strandenge samt ved genskabelse af tidligere strandenge og etablering af nye strandenge. Sedimentation på selve strandengen samt udviklingen af kystlandskaberne og de marint dannede landskabsformer er afgørende. Havets stigning skal ses i sammenhæng med de lokale forhold. Kun i områder med meget lave energiforhold vil en havvandstandsstigning med tilknyttede overvejelser om sedimenttilgængelighed forventes at give et retvisende billede af den fremtidige udvikling for strandenge. Betydningen af vertikal landhævning (0 – 2 mm/år) mod nord og øst minimeres under fremtidig accelereret havstigning.

Strandenge på kyster med store tidevandsforskelle og hyppige og kraftige oversvømmelser kan bedre modstå ændringer end strandenge i områder med lille tidevandsamplitude og lave energiniveauer, hvor sedimenttilgængeligheden samtidig ofte er lav. På sådanne kyster skyldes den vertikale vækst i større grad egenproduktionen. Egenproduktionen forventes at være relativ konstant, mens den uorganiske aflejring øges eller aftager afhængigt af mængden af marint og eller fluvialt sediment, der er til rådighed.

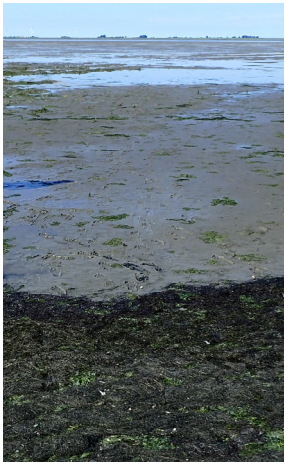
For Vadehavet er der lavet indledende videnskabelige vurderinger af marskudvikling som følge af havstigninger, men dette er ikke tilfældet for den resterende del af Danmarks strandengsnatur. Tilsvarende er der ikke er lavet undersøgelser af ændrede dynamiske og morfologiske forhold i fremtiden og deres betydning for strandengsnaturen. Heri er sedimentbalancen et centralt element, men der findes ingen eller kun sparsomme data herom.

På grund af den store geografiske variation og manglende viden om den fremtidige kystudvikling er det svært at sige, hvor i landet effekten af klimaforandringerne på strandenge er størst. Effekten afhænger meget af de lokale forhold. Det vurderes dog, at effekten af havstigninger i forhold til sedimentdynamik er større langs beskyttede kyster med rolige bølgeforhold end på de åbne kyster. For de åbne kyster er lokale faktorer i forhold til erosion og aflejring afgørende: Nogle steder forventes strandenge at eroderes bort, mens der andre steder vil være tilstrækkeligt sediment til opretholdelse af eller udvikling af strandenge på tilstødende områder. En moderat havstigning kan bidrage til at holde strandengen ung, da den sikrer fortsat tilførsel af sediment gennem lejlighedsvise oversvømmelser. Som "tommelfingerregel" gælder, at des større stigningsrate i middelvandstand, jo større bliver behovet for tilførsel af sediment.

Tilgængelighed af sediment afhænger mange steder af menneskelige indgreb som kystbeskyttelse. Netop derfor er det vigtigt, at klimatilpasning af samfundet ses i sammenhæng med natur, miljø og biodiversitet i fremtidens forvaltningslandskab. Her er det essentielt at inddrage sedimentkilderne, som, "hvis de løber tør", afskærer strandengens fortsatte udvikling. Håndtering af strandenge og strandengsnatur skal således ses i et helhedsorienteret perspektiv, der anskuer systemet bredere end blot strandengens afgrænsning.

Strandenge vil naturligt søge at tilpasse sig ændrede dynamiske forhold. Som ovenfor nævnt gælder det den vertikale vækst, ligesom det gælder den laterale vækst. Strandengens tilpasning kan da enten ske på dens nuværende placering eller ved, at strandenge breder sig ud over, flytter sig til, nye områder, hvis dette er en mulighed. På lokaliteter, hvor sediment ikke er en begrænsende faktor, og hvor der er lav vanddybde, kan der dannes nye landskabselementer som

basis for strandeng. Andre steder vil strandengen søge at vandre ind i land, hvis den kan og "får lov" som følge af, at lejlighedsvise oversvømmelser og sedimenttilførsel når længere ind i land. Igen kan menneskelige faktorer (arealanvendelse, diger mv.) betyde, at strandengens naturlige migration og respons på klimaforandringer begrænses (coastal squeeze).



### 8.8.1 SEDIMENT MANAGEMENT

Strandenge kan hjælpes på vej ved menneskelig indgriben (sediment management). Det er her vigtigt at holde for øje, at kystudvikling foregår i en ikke-reversibel proces. Strandenge kan således ikke genskabes, "som de så ud en gang", fordi de dynamiske og morfologiske forhold ændrer sig over tid. Her er forskning og ny viden om fremtidens forhold på lokalt og regionalt niveau nødvendige for at lykkes i større skala. I forhold til at lade inddæmmede områder overgå til naturen som laguner eller strandenge er der lidt viden at bygge på fra videnskabelige undersøgelser i Vadehavet og igangværende initiativer f.eks. i Holland. Fra Danmark er der også høstet erfaringer fra Gyldensteen Strand på Nordfyn, se afsnit 8.7

Naturbaserede metoder vinder indpas i klimatilpasning og risikohåndtering (f.eks. i Dragør). Her kan nævnes EU Interreg projetet 'Building with Nature', som er under afrapportering. Projektet har arbejdet med koblingen mellem kysttyper og naturtyper og understreget behovet for at linke disse samt behovet for at tilegne ny viden gennem forskningsbaserede målinger og dataindsamling. Undersøgelserne skal kombineres med fuldskalaforsøg til håndtering af klimaudfordringer og tilpasning, der samtidig understøtter natur, miljø og biodiversitet. Vi bør fremadrettet have et klart, helhedsorienteret fokus, ligesom dialog om at overlade nogle områder til fri dynamik og naturlige processer mod retablering af strandenge med fordel kan fremmes med en faglig og forskningsmæssig tilgang.

I erkendelse af naturens foranderlighed, kompleksitet og dynamik er yderligere viden om strandengenes respons til klimaforandringer essentiel for at kunne at tilpasse naturen til ændrede klimatiske forhold. Uden denne viden er det vanskeligt at forvalte strandenge og deres biodiversitet bæredygtigt i samspil med den øvrige klimatilpasning.

## 8.9 BILAG II-PLANTER

Den permanente oversvømmelse af kendte voksesteder for de sjældne, truede Bilag II-plantearter gul stenbræk, mygblomst, enkelt månerude, blank seglmos og krybende sumpskærm vil have lille omfang. Et af voksestederne for hver af arterne mygblomst, enkelt månerude og blank seglmos vil permanent forsvinde. For enkelt månerude betyder det dog 33 % af bestanden. Ved 10-årshændelser vil alle voksesteder for enkelt månerude samt 62 % af voksestederne for mygblomst blive oversvømmet. Også 14 % af blank seglmos og 8 % af gul stenbræk voksestederne vil blive oversvømmet ved 10-årshændelser.

Det er ikke lykkedes at finde artikler med klare resultater om arternes salttolerance, men alle arterne har et '0', hvad angår Ellenbergs indikatorværdi for salinitet. Dette er et udtryk for, at arterne ikke tåler salt i jorden og vandet (Ellenberg, 2001). Muligvis har den konstante tilførsel af vældvand på voksestederne

en evne til at vaske salt fra vinteroversvømmelser bort. Dette er dog ikke eftervist, så det må på baggrund af Ellenbergværdien vurderes, at arterne vil forsvinde fra voksestederne ved oversvømmelser.

Det bemærkes, at der på indlandslokaliteter kan være en væsentlig usikkerhed på oversvømmelserne ved ekstremhændelser. Ofte vil det tage dage at 'fylde området bag en tærskel op' ved højvande, og ekstremhændelserne har ofte kort varighed. Derfor vil oversvømmelserne ikke nødvendigvis nå den fulde, beregnede udbredelse.

Krybende sumpskærm regnes som forsvundet fra Danmark, men de tidligere kendte vandhuller lå på lavtliggende strandenge, som vil oversvømmes.

## 8.10 FUGLE

### 8.10.1 YNGLEFUGLE

Stigning i havniveau samt forøgelse af stormfrekvens og -intensitet vil påvirke fugle forskelligt afhængigt af art og dermed årstid for, hvornår og til hvad de kystnære naturområder benyttes (van der Pol, et al., 2010; Hughes R. G., 2004; Clausen & Clausen, 2014). Denne analyses resultater omhandler primært påvirkningen af ynglefugle, da der netop for ynglefugle findes gode og nationalt udbredte geografiske data. Trækfuglene er langt mindre stedfaste, og deres overvintringsområder, fourageringsområder, rasteområder dækker ofte over større geografiske områder og kan omfatte store varierende markområder. Data er derfor ikke så anvendelige i en analyse som denne.

Flere forskellige fuglearter, herunder en del vadefugle, raster og/eller yngler på de kystnære strandenge, hvor fuglene udnytter, at mange strandenge er relativt uforstyrrede samt at de ligger tæt på fuglenes foretrukne fourageringsområder (Hughes R. G., 2004; Clausen & Clausen, 2014). Fuglene anlægger deres reder direkte på jorden og udnytter i den forbindelse mindre forhøjninger i landskabet til at sikre reder og unger mod oversvømmelser. Desuden yngler de, når risikoen for storme og dermed oversvømmelse af ynglområderne er mindst (van der Pol, et al., 2010). Analysen af havvandsstigningernes betydning for ynglefugle er foretaget på to forskellige datasæt, der begge omhandler arternes ynglområder:

- Kendte levesteder hvor forekomsten af ynglefugle overvåges
- Kortlagte potentielle levesteder for ynglefugle, altså lokaliteter der vurderes at være egnede som levesteder i dag.

Hvor de kendte levesteder angiver arternes forekomst i dag, er de potentielle levesteder et mål for, hvor arter på sigt vil kunne yngle, hvilket er årsagen til, at begge analyser er inkluderet.

#### Engfugle

Analysen viser, at næsten 40 % af de kendte overvågningslokaliteter for engryle og 23 % af de potentielle kortlagte levesteder for brushane vil blive permanent oversvømmet i 2120. I tillæg hertil vil næsten alle kendte ynglområder (ca. 90 %) for engryle og potentielle levesteder for brushane blive oversvømmet ved de forventede 10-årshændelser i 2120. Vinteroversvømmelser er i udgangspunktet uden betydning for ynglesuccesen, men kyllingerne fra netop brushane og engryle tåler ikke høje saltkoncentrationer (> 4-5 promille jf. afsnit 3.4.1 og 3.4.2) i deres fourageringsområder. Derfor kan både hyppigere oversvømmelser og oversvømmelser af større områder få væsentlig betydning for de i forvejen truede og fåtallige arters fremtidige ynglesucces.

Nogle steder beskytter digerne værdifulde levesteder mod oversvømmelser. Eksempelvis ligger 75 % af strandengene i Jammerbugt under kote 0, herunder det internationalt vigtige fugleområder Vejlerne, der rummer nogle af landet største ynglebestande af engfugle. I alt, omkring 15 % af §3 strandeng ligger bag diger og/eller pumpelæg. Det betyder, at en evt. indsats omkring udbygning af diger og pumpestationer vil få en stor betydning for flere arter af engfugle.

Foto: Per Hallum

### Yngleøer og- holme

Arter som splitterne og skestork yngler typisk på lave øer og holme, hvor de er i sikkerhed for rovdyr. De lavtliggende ynglelokaliteter er imidlertid udsatte for både permanente oversvømmelser og ekstremvejrshændelser. Dette afspejler sig i analysens resultater, der viser at splitterne og skestork vil miste hhv. 62 % og 52 % af deres kendte ynglelokaliteter permanent i 2120. I tillæg hertil vil 85 % af ynglelokaliteterne for splitterne og 92 % af ynglelokaliteterne for skestork blive oversvømmet hvert 10. år. Den 10-årige oversvømmelse vil dog hovedsageligt ske om vinteren. Det må i øvrigt forventes, at en del af de i dag kendte ynglelokaliteter vil blive opgivet, da deres areal bliver stærkt reduceret som følge af de permanente oversvømmelser i 2120.

Hvorvidt der kan opstå nye yngleøer og -holme eller de eksisterende vil vokse i størrelse, som følge af sedimentation, er behandlet i afsnit 3.10.

## 8.10.2 COASTAL SQUEEZING

Coastal squeezing medfører, at arealet som strandengsfuglene kan benytte i forbindelse med raste- og yngleområde mindskes. En række artikler beskriver, at det stigende middelhavvandsspejl og den øgede hyppighed af storme i arternes yngleperioder (april-juli) og medfører øget risiko for, at reder og/eller unger oversvømmes og går til grunde. Dette er afgørende for de mange truede arter, som i forvejen vil opleve øget konkurrence om redepladserne på et mindre areal.

Arternes ynglesucces afhænger bl.a. af koten for placering af rede, startdato for æglægning og varighed af tilknytning til reden. I et studie af en række af Vadehavets ynglefugle beskrives, at 45-86 % af rederne allerede i dag er i fare for oversvømmelse. Øgede sommerhøjvandshændelser kan sammen med middelhavvandsspejlets generelle oversvømmelser af store dele af yngleområderne medføre populationers endeligt. En række studier beskriver desuden kystfuglene som 'habitat specialists'. Det betyder, at evolutionen ikke vurderes at kunne følge med den øgede havvandsstigningsrate. Fuglene kan med andre ord ikke hurtigt nok lære at "bygge højere" som udviklingen fordrer.

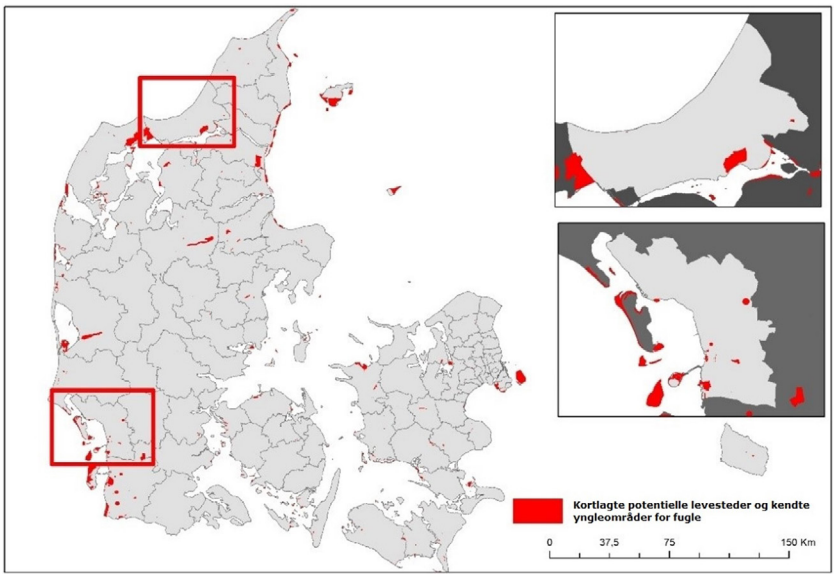
De øgede udfordringer for ynglefuglene forstærkes af de kumulative effekter ved coastal squeezing, dvs. tab af yngleområder ved stigende middelhavvandsspejl, øget sommeroversvømmelse af reder, ringere fødeudbud pga. tabt fødesøgningsareal, øget omfang af forstyrrelser, næringsberigelse af de kystnære områder og øget prædation (Hughes R. G., 2004; Clausen & Clausen, 2014; van der Pol, et al., 2010).

## 8.10.3 TRÆKFUGLE

Analysen har ikke omfattet på havvandsstigningernes specifikke påvirkning af trækfuglene, da de i mindre grad er knyttet afgrænsede områder end ynglefuglene. Arter som hjejle og de fleste arter af gæs benytter i vid udstrækning, dyrkede strandenge og marker som fourageringsområde under trækket og i arternes vinterkvarter. En del af de kystnære fourageringområder forventes af blive oversvømmes permanent. Arterne vil formentlig, i et vist omfang, kunne tilpasse sig de ændrede forhold og i stedet benytte højereliggende landbrugsarealer som fourageringsområder. En sådan ændring er dog ikke undersøgt nærmere i denne analyse. En reduktion i fødesøgningsarealet og en potentiel ændring af vegetationssammensætning til mindre næringsholdige plantearter vil påvirke de arter, der direkte benytter strandengene til fouragering (Hughes R. G., 2004). En ændring af vegetationen til mindre næringsholdige arter vil gøre området mindre egnet og medføre, at trækkende fugle skal bruge mere tid på at fouragere og derfor bliver mere sårbare overfor forstyrrelser. Dette er også afgørende for svømmefugle, som påvirkes ved, at havvandsstigningerne medfører ændringer i udbredelse og hyppighed af makrofytter som ålegræs og lignende samt opvækstområder for fisk og invertebrater (Hughes R. G., 2004; Clausen & Clausen, 2014).

## 8.10.4 EVALUERING AF FUGLEDATA I 2 PILOTKOMMUNER

Som beskrevet i kapitel 5 har vi ikke lavet sortering eller kvalitetssikring af de data for fugles yngleområder, da



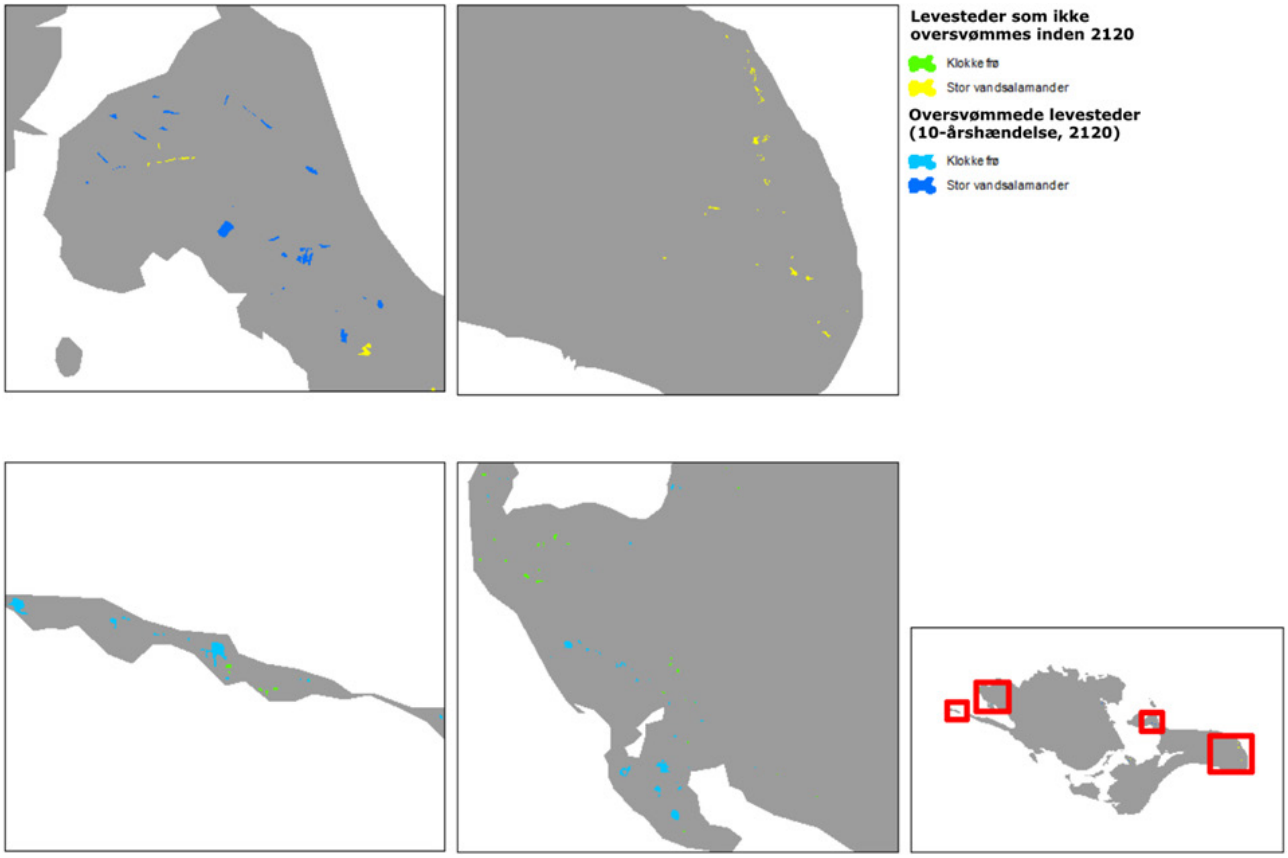

Figur 8-28 I Esbjerg og Jammerbugt kommuner er der foretaget en undersøgelse af betydningen af, at datasæt for forekomst af ynglefugle, har overlappende polygoner indenfor den enkelte art.

datasættene er så store og allerede kvalitetssikring af relevante myndigheder. Vi er imidlertid blevet opmærksomme på fejl i datasættene. Nogle steder er der helt eller delvist overlap mellem udbredelsespolygoner for samme art. Det betyder, at der kan være arealer, hvor en art tæller dobbelt i analysen, da den fremgår to gange. Det har ikke umiddelbart været muligt at finde noget mønster i forekomsten af fejlen, hverken geografisk eller for arterne. For at prøve at kvantificere omfanget og konsekvensen af fejlen har vi har lavet en analyse af data i de to kommuner Jammerbugt og Esbjerg (Figur 8-28), der har store forekomster af ynglende bilag I-fuglearter.

Jammerbugt kommune rummer kortlagte potentielle levesteder for brushane, dværgmåge, engryle og brushane, plettet rørvagtel og sortterne. Her fandt vi, at der alene var overlappende polygoner for brushane. Det betød en overestimering af arealet med kortlagte potentielle levesteder på ca. 49 ha. Fejlen gav udslag i alle 4 oversvømmelsesscenarier og betød en overestimering af det oversvømmede areal på 30 ha (permanent oversvømmelse i 2070) til 48 ha (10-årshændelse i 2120).

I Jammerbugt kommune er findes tillige overvågningsdata for kendte ynglelokaliteter for havterne, klyde, plettet rørvagtel, skestork, engryle, og fjordterne. Fra dette datasæt fandt vi kun overlappende polygoner for plettet rørvagtel, hvilket gav en fejl på en fejl på ca. 303 ha. Fejlen betød en overestimering af resultaterne for de to 10-årshændelser med 2 ha og 303 ha for henholdsvis 2070 og 2120.

For Esbjerg Kommune findes overvågningsdata for kendte ynglelokaliteter for havterne, hedehøg, klyde, engfugle, splitterne, engryle, og fjordterne. Fra disse arter fandt vi kun overlappende polygoner hos engryle, hvor det totale estimerede areal for kommunen oversteg det reelle areal med 7 ha. Denne fejl lå udenfor oversvømmelsesscenarierne og reflekteres derfor ikke i analysen. Der blev ikke fundet overlappende polygoner for kortlagte potentielle levesteder for fugle




Figur 8-29 Eksempel på mere detaljeret visning af oversvømmelse af levesteder for klokkefrø og stor vandsalamander ved 10-årshændelser. Her vist for Vordingborg Kommune.

Det ser således ikke ud til, at fejlen er associeret med bestemte arter eller lokaliteter. Det er dog muligt, at de to kommuner ikke er repræsentative for fejlens forekomst. Vi anbefaler derfor, at der laves en mere grundig analyse i områder, der er fremhævet som problematiske i vores analyser.

## 8.11 PADDER

### 8.11.1 TAB AF LEVESTEDER

Havvandsstigninger og deraf følgende coastal squeezing vil påvirke padder ved tab af levesteder ved stigningen i middelhavvandsspejlet og ved oversvømmelse i forbindelse med stormflod. Ved oversvømmelse kan kvaliteten af yng-levandhuller forringes ved tilførsel af fisk (Walls, Barichivich, & Brown, 2013) samt øget saltkoncentration (Gunzburger, Hughes, Barichivich, & Staiger, 2010).

Der kan laves detaljerede kort og detaljerede undersøgelser for oversvømmelsen af enkelte kommuner og enkelte vandhuller som vist på Figur 8 29 for en del af Vordingborg Kommune.

### 8.11.2 PADDEDATA

Analysen af havvandsstigningernes betydning for padder er foretaget på to forskellige nationale datasæt:

- Kendte levesteder, hvor forekomsten af padder overvåges.
- Kortlagte potentielle levesteder for padder, altså lokaliteter, der vurderes at være egnede som levesteder.

Af uforklarlige årsager er data for kendte levesteder/ overvågningslokaliteter for klokkefrø forsvundet i analysen. For denne art findes derfor alene resultater for de kortlagte, potentielle levesteder. Det bemærkes desuden, at der nogle steder, f.eks. i pilotkommunen Vordingborg, hvert år foretages overvågning af Bilag IV-padderne. Disse lokale

data er ikke med i analysen, og der er således stedvis basis for mere specifikke analyser på paddedata.

## 8.11.3 SALTPÅVIRKNING AF YNGLEVANDHULLER

Padder er sårbare overfor forhøjede saltniveauer i deres yngle- og rasteområder, og salinitet er en væsentlig begrænsende faktor for forskellige paddearters evne til at udnytte kystnære ynglevandhuller. Øget havvandsniveau samt øget frekvens og intensitet af ekstremhændelser risikerer at medføre tidvise oversvømmelser af sådanne vandhuller med saltvand. Dette kan gøre dem uegnede som ynglevandhuller for visse paddearter. I Tabel 6-7 vises andelen af yngleområder for bilag IV-padder, der risikerer at blive ramt af 10-årshændelser i 2120. Der er tale om ganske store dele: 71 % af de kendte, overvågede levesteder for strandtudse og grønbroget tudse vil blive oversvømmet ved 10-årshændelser, og det samme gælder for mellem 16 og 22 % af de overvågede levesteder for stor vandsalamander, springfrø og spidssnudet frø, 12 % for løvfrø og blot 3% for løgfrø.

I Tabel 8 4 er salttolerancen angivet for de bilag IV-padder, der vil opleve oversvømmelser og øget salinitet på en stor del af deres ynglevandhuller.

Tallene indikerer, at flere af arterne tåler svagt saltpåvirkede ynglevandhuller (brakvand) med maksimalt 4-8 ‰. Øget saltpåvirkning vil dermed påvirke bestande af de sårbare paddearter negativt, og antallet af egnede ynglevandhuller vil mindskes markant. Omfanget af påvirkning vil afhænge af art og oversvømmelseshyppighed og dermed salinitet, næringspåvirkning og tilførsel af fisk.

Enkelte undersøgelser viser, at nogle arter muligvis vil være i stand til at tilpasse sig en højere salinitet (Albecker & McCoy, 2017; Hopkins, et al., 2016), men det gælder ikke alle arter (Lardner, 2001).

Som nævnt tidligere kan der være en væsentlig usikkerhed på oversvømmelserne ved ekstremhændelser. Ofte vil det tage dage at 'fylde området bag en tærskel op' ved højvande, og ekstremhændelserne har ofte kort varighed. Derfor vil stormflodsoversvømmelserne ikke nødvendigvis nå den fulde udbredelse.

Coastal squeezing vil medføre øget tab af raste- og yngleområder for padder i kystnære naturområder og øget konkurrence om de tilbageværende. (Vestergaard P. , 2000) angiver at især grønbroget tudse og strandtudse, men i mindre lille vandsalamander, klokkefrø, skrubtudse, butsnudet frø, spidssnudet frø, springfrø, grøn frø og latterfrø også kan findes på strandenge.

| ART | SALTTOLERANCE | REFERENCE |
|---|---|---|
| Grønbroget tudse | Æg = 8 ‰<br>Voksne tudser = 20 ‰ | (Vestergaard P. , 2000) |
| Løgfrø | 4 ‰ | (Stanescu, et al., 2013) |
| Løvfrø | - | - |
| Spidssnudet frø | Angives flere steder at have lav salttolerance, dog uden at der angives konkrete værdier | - |
| Springfrø | - | - |
| Stor vandsalamander | 4 ‰<br>(max værdi, skadelige effekter opstår allerede tidligere) | (Wallace, 1991) - ci-teret af (Thiron, 2014) |
| Strandtudse | Æg = 5 ‰<br>Ældre haletudser = 7-8 ‰<br>Voksne tudser = 16 ‰ | (Adrados, 2015) |

Tabel 8-4 Salttolerance af udvalgte, danske bilag IV-padder. Det har ikke været mu-ligt at finde data for løvfrø og springfrø. På baggrund af den eksisterende andel af ynglevandhuller i kystnære naturområder (se Tabel 1) vurderes løvfrø og springfrø vurderes at have en ret lav salttolerance.

Figur 8-30 Spidsen af Knudshoved Odde rummer Vordingborg Kommunes eneste bestande af klokkefrø, strandtudse og løgfrø, som her lever sammen med grønbroget tudse, løvfrø, stor vandsalamander, springfrø m.fl. Området er stærkt truet af hyppigere vinteroversvømmelser af ynglevandhuller. På længere sigt vil havvandsstigninger føre til at 'Hovedet' opdeles i yderligere fire øer med endnu større isolering og fragmentering af de sårbare paddebestande til følge. Den nederste vandsamling på luftfotoet er kommunens eneste lokalitet for strandtudse, den bedste lokalitet for løgfrø samt yngle-habitat for klokkefrø, grønbroget tudse, løvfrø og stor vandsalamander. Danmarks måske mest artsrige padde-vandhul er i fare for at ødelægges af tidvise oversvømmelser. (Foto: Carsten Horup).

### 8.11.4 INTRODUKTION AF FISK TIL YNGLEVANDHULLER

Foruden saltpåvirkning, så risikerer de øgede oversvømmelser også at introducere (brakvandstolerante) fisk som hundestejler og aborre til ynglevandhuller. Introduktion af fisk vides at have en negativ påvirkning på padder, da de æder haletudserne (Hecnar & M'Closkey, 1997; Jarvis, 2010).

### 8.11.5 OVERSVØMMELSERNES FRAGMENTERING AF LEVESTEDER OG BESTANDE

De permanente og tidvise oversvømmelser af vandhuller, strandenge og enge vil ødelægge mange nuværende levesteder og herved bidrage til yderligere fragmentering og isolering af paddebestande. Vordingborg Kommune har som en del af LIFE Clima Bombina fået lavet en analyse af havstigningernes betydning for Knudshoved Odde (Bangsgaard & Paludan, 2021). Analysen viser, at de gode ynglevandhuller bliver isolerede og paddernes vandringsmuligheder begrænset. Dette kan på sigt medføre endnu mere fragmenterede bestande og udfordringer med indavl. Udover den direkte ødelæggelse af ynglevandhuller skaber små permanente vandstandsstigninger barrierer for spredning og vandring af klokkefrø og andre bilag IV-arter og vanskeliggør naturplejen af levestederne.

## 8.12 RØDLISTEDE STRANDENGSPLANTER

For de 15 rødlistede plantearter fra danske strandenge i kategorierne RE, CR, EN, VU, vil mere end 20 % af de i forvejen få, kendte voksesteder forsvinde. For 5 af de 15 arter vil mere end 50 % af levestederne forsvinde. Det gælder øresunds-hønsetarm, smalbladet hareøre, blå iris, lav hindebæger og strand-rødtop.

Samtlige de 15 arter er rødlistevurderet som EN (truet). Alle er iflg. rødlisten tilknyttet 'øvre strandeng' og ikke vade, rørsump eller nedre strandeng. Det vil være afgørende for bestandene af disse arter, at der etableres nye, velegnede voksesteder på nydannede strandenge.

Figur 8-31 Brakvandslagune på Knudshoved med udbredt forekomst af tangurt (Bassia hirsuta). Lagunen var tidligere en fersk sø med ynglende klokkefrø oggrønbroget tudse, som nu ikke længere kan yngle i området. (Foto: Carsten Horup).

Flere af de 15 rødlistede strandengsarter vil iflg. analysen ikke blive påvirket af den permanente stigning af middelhavvandsspejlet. Det må betyde, at rødlistens angivelse af arternes tilknytning til strandengen som levested er fejlagtig. Dette gælder baltisk ensian, nøgleblomstret tusindgylden og skærmarve.

De tidvise oversvømmelser er uden betydning for bestande af strandengsplanterne, som netop er tilvænnet erosion, sedimentation, vanddækning mm.

Karakteristiske strandengsplanter som f.eks. vild selleri, læge-stokrose, strandkrageklo, stilket kilebæger og håret tangurt, som kun findes på f.eks. sydlige eller østlige strandenge, er 'kun' rødlistede som LC (livskraftig) eller NT (næsten truet), indgår således ikke i analysen. Knudearve og lav kogleaks, som også er rødlistede som EN, er af uforklarlige årsager forsvundet i analysen.

## 8.13 ØVRIGE ARTER

Et permanent tab af måske 100.000 ha land i løbet af de kommende 100 år vil betyde tab af væsentlige levesteder og fourageringsarealer for mange hvirvelløse dyr, fugle og pattedyr.

Naturtyperne og de udvalgte, internationalt truede, planter, fugle og padder er indikatorer for den generelle biodiversitet langs de beskyttede kyster. Havvandsstigningerne vil imidlertid føre til tab af store bestande af en lang række terrestriske smådyr og insekter samt ferskvandsorganismer ved permanente eller tidvise oversvømmelser med saltvand. Der er imidlertid eksempelvis ikke nogen særlige arter af dag- eller natsommerfugle, som er tilknyttet strandenge i hele deres livscyklus. Oversvømmelse af overvintrende larver og pupper med saltvand vil slå alle ihjel, og derfor har disse arter evolutionært, rykket deres æglægning 'højere op' i landskabet. Desuden er der kun meget begrænsede, nationale data tilgængeligt om de hvirvelløse dyrs udbredelse i Danmark. Her er således behov for yderligere undersøgelser og analyser.

De store oversvømmelsesområder ved ekstremhændelser vil betyde, at nuværende voksesteder og yngleområder for en lang række arter i nuværende gunstige, ferske naturområder, vil forsvinde. Det er en stor trussel mod mange truede arter med kun få, små tilbageværende levesteder. En mere nøjagtig analyse af betydningen af dette vil kræve nærmere, mere lokalspecifikke analyser samt undersøgelser af arternes salttolerance. Betydningen af lave diger,

Figur 8-32 En stor del af Danmarks omkring 25 voksesteder for salepgøgeurt vokser på meget lavtliggende arealer og er truet af havstigningerne. Her ses en bestand på Vestmøn v. Grønsund, voksende i kote ca. 0,3 m, kun adskilt fra Grønsund af et gammelt dige. (Foto: Carsten Horup).

indtrængende saltvand og stigende grundvand vil være af stor lokal betydning.

En række sjældne planter, som vokser kystnært, men ikke på strandenge, har ingen eller kun lav salttolerance. Disse arters levesteder er også i fare for at forsvinde permanent, og sjældne arter uden salttolerance vil fortrænges af tidvise oversvømmelser. Det specifikke tab af levesteder for sjældne, ferske planter er ikke undersøgt i denne analyse, men kan være af stor betydning.

## 8.14 TAB AF RETENTIONSKAPACITET

Vi har forsøgt at kvantificere den klimainducerede reduktion i kulstofstoftilbageholdelse for strandengene som følge af middelhavsspejlsstigningerne. Med udgangspunkt i det beregnede tab af §3-strandenge i 2070 og 2120 (4.876 og 15.466 ha) og den kendte, gennemsnitlige kulstof-retentionskapacitet for fire plantearter fra strandenge (1,67 kg C $m^{-2}$ $år^{-1}$) (Tabel 8-5) kan vi estimere at den tabte kulstof-deponering på strandengene til hhv. 78.016 og 247.465 ton pr. år i 2070 og 2120.

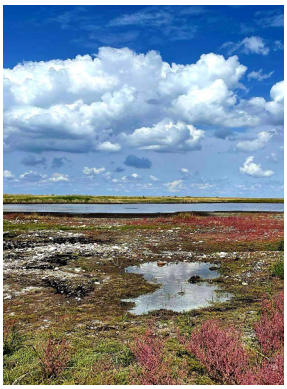
Der kan argumenteres for, at tallene er en overestimering, da dele af strandengene vil kunne flytte sig op på land, HVIS der er plads. På den anden side vurderer vi, at det beregnede tab, som er anvendt i beregningen, er underestimeret pga. oversvømmelser fra landsiden.

Laves den samme betragtning for kvælstof og fosfor kan et tab af tilbageholdelsen, dvs. øget udledning, opgøres til 7.733 og 22.039 ton N pr. år i hhv. 2070 og 2120 ved benyttelse af gennemsnitskapaciteten for de 4 strandengsplanter (0,14 kg N $m^{-2}$ $år^{-1}$). I vandområdeplanen for 2015-2021 (Miljø- og fødevareministeriet, Styrelsen for Vand- og Naturforvaltning, 2016) er der stort fokus på krav om reduktion af udledning af kvælstof svarende til 13.100 ton N/år. Ved at sammenholde dette med den tidligere beregning ses det, at allerede i 2070 vil mere end halvdelen af den ønskede reduktion af N fra vandplanerne være tabt ved tabet af strandenge. Benyttes højere rater for strandengene vil reduktionen fra vandplanerne være mere eller mindre tabt i 2070 alene ved tabet af strandenge.

| | | C | N | P |
|---|---|---|---|---|
| Latinsk navn | Dansk navn | Retentionskapacitet kg C $m^{-2}$ $år^{-1}$ | | |
| Halimione portilacoides | Stilkløs kilebæger | 2,22 | 0,21 | 0,02 |
| Salicornia fruticosa | Art af salturt | 2,67 | 0,20 | 0,02 |
| Scirpus maritimus | Strand-kogleaks | 0,61 | 0,05 | 0,01 |
| Spartina maritima | Vadegræs | 1,25 | 0,11 | 0,01 |
| Zostera marina | Ålegræs | 0,4 | 0,02 | 0,0045 |

Tabel 8-5 Kulstof-, kvælstof- og fosforretentionskapacitet af strandeng og marine plantearter (Duarte, Carreiras, & Cacador, 2021; Lange, et al., 2020).

# 8.15 METODE OG DATAGRUNDLAG, DISKUSSION



## 8.15.1 OVERSVØMMELSESANALYSEN

Oversvømmelsesanalysen baserer sig på den danske terrænmodel 0,4*0,4 m, og den er afhængig modellens beskrivelse af de faktiske forhold herunder også rettelseslag (pumper, sluser, højder på digekrone mm.). Derudover baserer analysen sig på en statisk analyse af de forskellige vandstandes udbredelser på terrænmodellen uden tidsligt perspektiv. Usikkerheden ved dette vurderes som værende lille for scenarier, der omhandler stigningen i middelvandspejlet, dvs. for de permanent oversvømmede arealer. Vandet stiger gradvist, og de områder, der i dag er i hydraulisk forbindelse med havet, vil således med stor sikkerhed blive oversvømmet med stigningen i middelvandspejlet som følge af klimaforandringerne. Anderledes ser det ud med stormflodshændelserne (10 års hændelser), som jo i praksis vil have et varierende forløb og varighed. Vandstandskoten stiger i løbet af hændelsen og falder igen. I den periode skal vandet f.eks. nå at løbe over digerne og brede sig ud på land eller løbe op gennem et smalt å løb og oversvømme å-nære arealer. I nærværende analyse tages der ikke højde for denne dynamik, og analysen vil således være konservativ ved store, flade, oversvømmede områder. Ved afgrænsede oversvømmelser nær kysten vil analysen være helt retvisende, da vandet ikke skal løbe så langt for at nå frem. Resultaterne afspejler i høj grad kvaliteten af terrænmodellen herunder rettelser, og det har ikke været muligt inden for projektet at lave en landsdækkende kvalitetssikring af oversvømmelsesudbredelserne. Analyserne er lavet på kommuneniveau, hvilket betyder, at både vandstandsstigningen over tid (pga. variation i landhævning på tværs af geografi) samt stormflodsstatistikken er analyseret for den enkelte kommune. Dette betyder også, at der er forskelle i koterne fra kommune til kommune, og at 'skiftet' i analysen sker ved kommunegrænsen. I virkeligheden er det de fysiske forhold på den lokale geografi og ikke kommunegrænserne, som afgør det resulterende vandspejl. På samme måde er stormflodstatistikken baseret på flere målestationer rundt omkring i landet med varierende længde af måleperioder. Eksempelvis er målestationerne ved Storebælt (Slipshavn og Korsør) etableret for over 100 år siden, mens flere andre målestationer er "nyere". Dette kan give en skævvridning ift. det statistiske grundlag ift. at udlede ekstreme hændelser. Det vurderes dog at være af lille betydning, da der i analysen kun ses på relativt hyppige ekstremhændelser.

Ift. IPCC's klimascenarier er der givetvis stor usikkerhed. Denne usikkerhed er ikke beskrevet i denne rapport, og vi henviser til IPCC og DMI.

## 8.15.2 DISKUSSION AF GIS-DATA

Alle data brugt i disse analyser blev taget fra de relevante officielle databaser (Se Tabel 4-2). Alle lag blev transformeret, når det var relevant, og gemt i den samme projektion (UTM 32). Vi lavede sensitivitetsanalyser for at sammenligne datakvalitet og nøjagtighed på de forskellige datakilder på tværs af den danske geografi. Disse analyser er udelukkende brugt til at adressere potentielle usikkerheder i vores analyser og resultater. Vi modificerede ikke de data, der er inkluderet i vores nationale analyser, men vi opdagede, at

nogle af polygonerne i naturlagene lå udenfor kommunegrænserne. For eksempel var nogle af de dannede §3-filer, ekstraheret fra miljøportalen, placeret uden for de kommune-grænser ved kysten, selvom de repræsenterede terrestriske habitater. Dette problem kan skyldes unøjagtighed i projektionerne af de forskellige lag eller uoverensstemmelse fra optegningen af polygoner. Disse fejl var ikke konsistente på nationalt niveau og vi fandt en konsistent, generel forskydning fra de sammenlignede lag på national skala. Problemer med kommunale projektioner findes således, men data downloadet fra de officielle sider var grupperet (fuldt nationalt dataset), og det var ikke muligt for os at tjekke de 76 kommuner én ad gangen i samtlige datasæt og rette dem til. Vi kunne ikke finde en metode til objektiv justering af de beskrevne datalag, uden at risikere at introducere fejl ved tilretning.

Samlet vurderer vi, at datauoverensstemmelse er mindre ved national skala end ved kommunal skala. For at minimere fejl og følge en konsistent protokol for alle kommuner brugte vi kommunegrænser til at klippe alle andre lag, der blev benyttet i analysen, og vores analyser er derfor foretaget indenfor kommunegrænserne.

Vi fandt en uoverensstemmelse i datanøjagtigheden mellem de forskellige datakilder. Vi fandt også forskelle i datanøjagtigheden på tværs af geografien i nogle datalag. Nogle polygoner (f.eks. §3-områder) er tegnet med forskellige niveauer af nøjagtighed, nogle var meget grove med meget få nodes, hvor andre havde et højt antal af nodes. Dette afspejler niveauet af nøjagtighed. Der er også markante afvigelser mellem polygoner fra forskellige år i samme ansvarlige institution. Manglen på harmonisering og nøjagtighed mellem geografiske områder og mellem lag kan skabe en unøjagtighed, specielt på national skala. Vi vurderer derfor, at der, i data er en udefineret unøjagtighed relateret til den varierende kvalitet af data.

Nøjagtigheden af polygoner tegnet af forskellige kommuner og inden for forskellige år, har ikke den samme nøjagtighed som lagene for fugleovervågning og kortlagte fuglelevesteder. Yderligere blev det opdaget, at nogle af lagene, såsom overvågning af fugle, fuglelevesteder og naturbesigtigelser, indeholdt overlappende polygoner med angivelse af forskellige naturtyper for de forskellige år. Laget ”naturbesigtigelse” havde flere habitatnavne, der beskrev én enkelt habitat kategori - højst sandsynligt grundet tidsmæssige ændringer og forskellige tolkninger afhængig af, hvilken person der kortlagde eller digitaliserede. Vi besluttede at fortsætte analyserne for fugleområderne, selvom vi ikke kunne eliminere duplikerede polygoner for alle lag og kommuner. Det ’totale fugleområde’ i dette studie kan derfor ikke benyttes som en præcis størrelse. Derfor besluttede vi at bruge procentdelen påvirket af oversvømmelse, hvilket mindsker problemet en smule.

De nationale resultater indikerer, hvilke kommuner der har større forekomst af sårbare ynglefugle, §3 natur, habitatnatur osv. og med forskellige oversvømmelseskonflikter.

Data blev evalueret mere detaljeret for de seks pilotkommuner. For disse kommuner fjernede vi duplikater, polygon for polygon, så kun det seneste dannede polygon for hvert område blev brugt i analyserne. Denne detaljerede evaluering kan ses i kapitel 8.1.

Laget ”Naturbesigtigelse” (tilstandsvurdering af §3-arealer) blev evalueret til at have for uensartet og blev udeladt fra analyserne.

Endeligt er der en ofte overlappende klassifikation i de samme områder. Som et ekstremt eksempel er der §3-beskyttede naturarealer, som også er kategoriseret som landbrugsarealer i kategorien ”omdrift”. Vi har ikke modregnet sådanne overlap ifm. denne analyse, da der ikke findes et bedre, nationalt datalag.

De rødlistede strandengsplanter fra Atlas Flora Danica var (Dansk botanisk forening & Hartvig, 2015) i modsætning til resten af data angivet som et punkt. Brugen af punktdata introducerer usikkerhed sammenlignet med polygoner. Vi valgte at bruge disse punkter, da data var indsamlet ensartet på tværs af landet, og der ikke er alternativer.

Samlet set bør tallene, der er præsenteret i denne rapport, bruges som indikationer for nationale tendenser, og ikke som nøjagtige værdier grundet unøjagtigheden af datagrundlaget og utilstrækkelig harmonisering af data.

Generelt fokuserer analysen på procentdele fremfor arealer i hektar, da arealopgørelser kan være misledende. De totale områder påvirket af oversvømmelse fra forskellige lag kan således ikke summeres, da hver lokation kan have flere ’værdier’. For eksempel kan et specifikt polygon regnes som oversvømmet både som habitatnatur, §3-natur, ynglefuglelokalitet og endda også som landbrugsområde. Derfor konkluderer analysen for de enkelte GIS-lag for sig. I nogle afsnit udpeger vi områder som potentielle for en fremtidig restaurering. Udpegningerne skal kun ses som illustrerende eksempler og ikke som konkrete anbefalinger.

# 9 FORMIDLING OG KONFERENCE

Som en del af formidlingen af projektets resultater og de mange tilknyttede problemstillinger blev der afholdt en konference i et samarbejde mellem COWI, NST, SDU og 15. Junifonden. Konferencens titel var 'Havvandsstigningernes betydning for Kystnaturen'. Konferencen fandt sted d. 10. november 2021 i Rebild. Der var ca. 160 deltagere og 15 programsatte indlæg.

**Tid og sted**
Onsdag, den 10. november 2021
kl. 9.00-16.00

Comwell Rebild Bakker
Rebildvej 36, 9520 Skørping

**Tilmelding:**
https://event.it/nst-himmerland/naturklimakonference#

**Tilmeldingsfrist:** 29. oktober 2021

**Deltagergebyr**: 450 kr.

**Praktiske oplysninger:**
Naturstyrelsen Himmerland. Tlf. 2014 4893

*Klimaforandringerne fører til markante havvandsstigninger. Der har længe været arbejdet på at finde løsninger for at sikre byer og infrastruktur i kystzonen. Men hvad med naturen?*

*COWI og SDU vil præsentere hovedresultaterne fra en dugfrisk, national analyse af havvandsstigningernes konsekvenser for Danmarks natur og biodiversitet. Hvad kan vi miste, hvad betyder det for vore internationale forpligtelser og kan vi gøre noget ved det?*

*Rammerne sættes af indlæg fra nogle af kystnaturens primære aktører og myndigheder, som vil fortælle om konkrete, højrelevante projekter samt krav, forventninger, udfordringer og muligheder for forvaltning af natur i kystzonen.*

*Dagen vil således sætte fokus på 'den glemte natur' i den danske klimadebat: Hvordan kan vi få plads til naturhensyn i den skærpede kamp om værdierne langs kysterne?*

NATUR & KLIMAKONFERENCE

## Havvandsstigningernes betydning for kystnaturen

**Tid og sted: 10. november 2021, Comwell Rebild**

**PROGRAM**

| | |
|---|---|
| Kl. 08:30 | **Registrering - kaffe/te og brød** |
| Kl. 09:00 | **Velkomst og præsentation af dagens program.**<br>v/ vicedirektør Signe Nepper Larsen, Naturstyrelsen og<br>ordstyrer Jes Lunde, tidligere miljøordfører, amts- og kommunaldirektør. |
| Kl. 09:05 | **Intro: Klodens tilstand og IPCC-rapportens opdaterede konklusioner.** |
| Kl. 09:10 | **Et helhedsorienteret og langsigtet fokus på Danmarks kyster.**<br>v/Merete Løvschall, direktør i Kystdirektoratet.<br>Klimaforandringerne øger fokus på samfundets tilpasning til de ændrede forhold. For kysterne og den unikke danske kystnatur skal klimatilpasning af bysamfund mv. integreres med natur- og biodiversitetstiltag, for at vi samlet kan nå i mål med den grønne omstilling. Der er behov for at tænke helhedsorienteret og agere langsigtet. Hvordan ser vi vores kystlandskaber udvikle sig og hvilke handlemuligheder har vi? |
| Kl. 09:35 | **Havstigninger og naturen: Hvordan undgår vi, at strandengenes værdier ender på havets bund?**<br>v/Signe Nepper Larsen, vicedirektør i Naturstyrelsen<br>Mange danske naturområder – herunder en stor del af de Natura 2000-beskyttede områder – ligger ved kysten. Danmark er især rig på strandenge, og har ansvaret for at beskytte denne naturtype og arter knyttet hertil, særligt eng-, vade- og vandfugle. Men hvordan sikrer vi en fortsat beskyttelse af kystnaturen og strandengene, når havvandet stiger? |
| Kl. 10:00 | **En ny, landsdækkende analyse af kystnaturen og havvandsstigningerne: Hvordan har vi grebet det an?**<br>v/Lars Frederiksen, seniorprojektleder og Kristian Laustsen, biolog, begge COWI.<br>I årtier har vi lavet konsekvensberegninger og klimatilpasningsprojekter for byer infrastruktur, mennesker, for at forberede os mod havvandsstigningerne. Men hvad med naturen og biodiversiteten? COWI og SDU har gennemført en omfattende flooding- og GIS-analyse med fokus på havvandsstigningernes konsekvenser for kystnaturen. Her forklares baggrund, scenarier, forudsætninger og data, som analysen har benyttet. |

| | |
|---|---|
| Kl. 10:20 | **Hvad sker der med kystnaturen, når vandet stiger?**<br>v/Torben Ebbensgaard, biolog og projektchef hos COWI.<br>Analysens arbejdshypoteser og hovedresultater. Hvilke områder, hvor stor en andel af f.eks. §3-naturen, habitatnaturtyperne og landbrugsarealerne vil forsvinde inden hhv. 2070 og 2120? Hvilke arter og levesteder for sårbare, beskyttede fugle, padder, planter og dyr vil kunne forsvinde permanent som følge af havvandsstigninger? Hvordan er tabet fordelt på kommuner – og hvilke primære usikkerheder har analysen? |
| Kl. 10:45 | **PAUSE – Kaffe, isvand og frugt.** |
| Kl. 11:05 | **Stormfloder og ekstremhændelser – er det den egentlige trussel mod kystnaturen?**<br>v/Kristian Laustsen og Torben Ebbensgaard, COWI.<br>Stormflodshændelser med ekstremt højvande forventes at blive gradvis voldsommere og hyppigere. Hvad betyder *det* for naturen og biodiversiteten? Kan strandengene og deres unikke levesteder flytte sig? Hvad betyder det for de øvrige kystnære naturområder? Og kan det give os et fingerpeg om, hvor vi kan udpege områder til rettidig ekstensivering og genopretning af strandenge med levesteder for sårbar biodiversitet. |
| Kl. 11:25 | **Nærmere analyser og konkrete eksempler fra 6 kommuner.**<br>v/Paula Canal Verges, SDU.<br>Seks kommuner har deltaget i en følgegruppe i projektet. I disse 'pilotkommuner' har vi lavet mere specifikke undersøgelser. Her vises eksempler på den mulige udvikling af strandenge, potentielle konsekvenser ved at nedlægge diger samt digernes betydning for kystfuglenes levesteder. |
| Kl. 11:45 | **Dynamiske landskabsformer og naturtyper – også når vandet stiger.**<br>v/Carlo Sørensen, Kystdirektoratet.<br>Kystlandskaberne er i evig forandring. Ændrede dynamiske forhold har gennem årtusinder opbygget de marine og kysternes landskabsformer. En accelereret havstigning ændrer tilgængelighed, transport og aflejring af sedimenter. Hvordan vil sedimenttilførsel sikres fremover, og hvordan vil strandengsnaturen udvikles – både de eksisterende strandenge eller evt. nye strandenge? |
| Kl. 12:05 | **Better BirdLIFE - forbedring af levesteder for kystfugle samt nye strandenge på Vigelsø**<br>v/Jakob Martin Pedersen, biolog og projektleder, Middelfart Kommune og Søren Kirk Strandgaard, Seniorkonsulent Naturstyrelsen Fyn.<br>Better BirdLIFE er et EU LIFE-projekt, der arbejder for at skabe bedre levesteder for en række kystfugle, som vil blive påvirket af klimaforandringer og havvandsstigninger. Projektets opbygning og formål beskrives og udvalgte indsatser trækkes frem.<br>Søren vil fortælle om baggrund , metoder og udvikling af nye strandenge på Vigelsø Udviklingen i de nye strandenge følges nøje ved udlagte prøvefelter og kortlægning i 2019 viser overraskende god botanisk naturkvalitet. |

| | |
|---|---|
| Kl. 12:35 | **FROKOST.** |
| Kl. 13:35 | **Den tredje bølge.**<br>v/Anders Barfod, sektionsleder i sektion for økoinformatik og biodiversitet, Aarhus Universitet. AU-repræsentant in IPBES-DK.<br>Biodiversitetskrisen set i et globalt perspektiv. Hvorfor er biodiversiteten så vigtig og hvad betyder gennemgribende forandring når det gælder vores forvaltning af biodiversitet? Findes der en hockeystav for biologisk mangfoldighed? Hvilke handlemuligheder anviser de internationale rapporter? |
| Kl. 14:00 | **Fra planer til handling: Hvordan får vi fastholdt og udviklet nye naturområder herunder strandenge?**<br>v/Stadsgartner Kirsten Lund Andersen Aalborg Kommune.<br>Planlægning samt national og lokal prioritering af de sårbare naturtyper og arter er essentiel—ligesom at kunne omsætte planer til reel handling. Men hvem er samarbejdspartnerne, hvilke indsatsmuligheder har vi i dag, og hvad mangler vi for at lykkes? |
| Kl. 14:25 | **Kan den nødvendige kystbeskyttelse blive værdiskabende?**<br>v/Rikke Juul Gram, partner/kreativ direktør og landskabsarkitekt hos Schønherr.<br>Gennem klimaændringerne øges presset på de danske kyststrækninger. Men hvilke værdier er der egentlig i kystzonerne, og hvordan skal de beskyttes? Kan den nødvendige kystudvikling reelt være værdiskabende, så flere kan og vil være med til at finansiere kystbeskyttelsestiltagene? |
| Kl. 14:45 | **Kystnær naturgenopretning i et klimaperspektiv**<br>V/ Mogens R. Flindt (Mikkel Keller Lees, Cintia Organo and Paula Canal-Vergés ), SDU.<br>Kystnære habitater bidrager med specifikke økosystemtjenester. Vi giver et generelt overblik og specifikke eksempler på genoprettede marine og ferske vådområder i Danmark.<br>*Case: Gyldensteen.* |
| Kl. 15:05 | **PAUSE - Kaffebuffet med kage, saft & frugt.** |
| Kl. 15:25 | **Paneldiskussion og spørgerunde.**<br>Paneldeltagere: Carl Sørensen, Torben Ebbensgaard, Paula Canal-Vergés, Kirsten Lund Andersen, Anders Barfod og Bendt E. Andersen.<br>v/Ordstyrer: Jes Lunde. |
| Kl. 16:00 | **Opsamling og TAK for i dag.**<br>v/ Steffen Brøgger Jensen, 15. Juni Fonden |

Mere detaljeret program for konferencen kan ses her:
https://naturstyrelsen.dk/naturbeskyttelse/naturprojekter/natur-og-klimakonference/

Figur 9-1 Analysens resultater fremlægges på konferencen om 'Havvandsstigningernes betydning for Kystnaturen' d. 10. november 2021. (Foto: Kristian Laustsen).

Figur 9-2 Paneldebat på konferencen d. 10. november 2021. Fra venstre Jes Lunde, Kirsten L. Andersen, Bendt E. Andersen, Carlo Sørensen, Paula C. Verges, Torben Ebbensgaard og Anders Barfoed. (Foto: Kristian Laustsen).

# 10 TILKNYTTEDE STUDENTERPROJEKTER

Projektet har haft tilknyttet studieprojekter på både Aalborg, Odense og Aarhus Universiteter. Projekterne har blandt andet haft fokus på at undersøge data for strandengenes historiske udbredelse, metoder til kortlægning af strandenge og modellering af havvandsstigningerne, internationale erfaringer med genopretning af strandenge samt muligheder for naturlig strandengsudvikling og -migration. Et kort resumé af tre af disse projekter kan læses på de følgende sider.

### Studenterprojekt 1: Havvandstandsstigningseffekten på kystnære naturværdier, understøttet af UAV-teknologier

*Mads Galsgaard Klokker, kandidatspeciale Syddansk Universitet.* (Klokker, 2021)

**Formål:** A give bedre indblik i hvilken påvirkning en stigende havvandstand vil have på kystnær natur, samt hvordan man kan indsamle data både til modellering og naturgenkendelse ved hjælp af en quadcopter drone (UAV).

**Arbejdsmål/problemstillinger:**

1. Kortlægning af kystnær natur med DJI Phantom 4 drone (UAV)
2. Modellere havvandstandstigninger igennem SCALGO LIVE – permanent havvandstand og stormfloder
3. Naturgenkendelse igennem Machine learning som hjælp til klassificering af kystnær natur.

## Kortlægning af natur med drone (DJI Phanom 4)

Efter der er søgt tilladelse til at flyve i området, så tages der ud til stedet hvor kortlægningen skal ske. Alt efter hvor stort et område der skal kortlægges laves der en eller flere flyvepladser, for Fjordmarken var en plads nok, for Enebærodde var det nødvendigt med 4 pladser for at kunne dække området. Så flyves området i 100 meters højde, hvor der sørges for at der er et overlap imellem hvert billede på 75-85%. Dette kan gøres manuelt eller ved at lave en flyverute og lade den flyve automatisk. Når alt data er samlet kan billederne sættes sammen (stitching) igennem programmer så som Agisoft Metashape, hvor slutproduktet så er et kort over området i meget høj opløsning.

## Modellering af havvandstandsstigningen igennem SCALGO LIVE

Til modellering af havvandsstandsstigningen blev SCALGO LIVE brugt, som modelleringsværktøj og Højvandsstatistikken fra DMI blev brugt til udregningen af hvor høj vandet vil stå. Der blev modelleret for 2070 og 2120, samt vandstanden for en 10 års hændelse i samme år. Nedenstående tabel viser de vandstande som der blev modelleret ud fra.

| SCENARIE | HAVVANDSTANDSSTIGNING | BESKRIVELSE |
|---|---|---|
| 1 | 45-46cm | Den permanente havvandstandstigning i 2070 |
| 2 | 101-103 cm | Den permanente havvandstandstigning i 2120 |
| 3 | 174-194 cm | En 10 års hændelse i 2070 |
| 4 | 231-247 cm | En 10 års hændelse i 2120 |

Figur 1 Kort af Enebærodde kortlagt med drone fra 100 meters højde

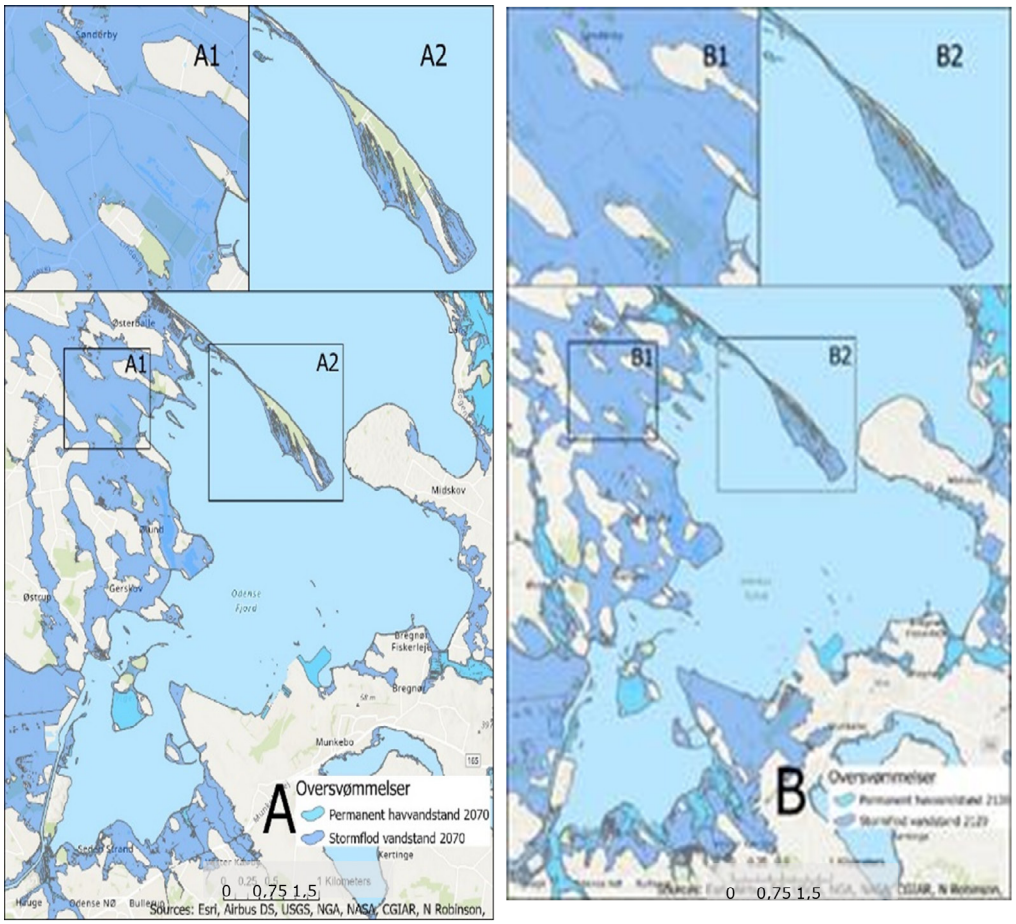
SCALGO LIVE laver en statisk modelberegning af hvor vandet kan bevæge sig hen baseret på Danmarks højdemodel som er indbygget, med den forudsætning at tid ikke har nogen indflydelse. Derefter kan der eksporteres et grafisk kort i shape format som kan bruges videre i GIS værktøjer.

Naturgenkendelse igennem Machine learning til klassificering af kystnær natur.

Til naturgenkendelse blev kortene der blev kortlagt med drone anvendt som datamateriale, men pga. størrelsen af de færdige kort (flere GB stort) blev de opdelt i mindre områder som blev brugt til grundkoden og træningsmateriale til klassificering med machine learning. Kort sagt så laves der først en OBIA (objekt baseres billede analyse) på billedet, hvor pixels samles til objekter i forskellige størrelse, hvilket gør det er muligt at tildele flere egenskaber. Nogle af disse objekter udvælges for hver klasse, der skal trænes på og klassificeres, omkring 10-15 for hver klasse. Når træningseksemplerne er valgt, vælges hvilken machine learning metode, der skal bruges til at træne og efterfølgende klassificere resten af kortet. I dette speciale blev der undersøgt forskellige algoritmer, men tilfældig skov (Random forest) viste sig at være den bedste.

## Resultater

Der fås rigtigt mange detaljer med, når der kortlægges fra 100 meters højde med en drone i forhold til at bruge satellit fotos. Den store detaljegrad kommer af at fra 100 meters højde med et 20 megapixel kamera bliver hvert pixel 6,76 cm2 stor, hvilket gør at selv små objekter bliver vist som mange pixels. Denne




Figur 2 Kort med de påvirkede arealer af permanent havvandstandsstigning og storm-flods hændelse i år 2070 (A) samt den forventede havvandsstandsstigning og stormflods hændelse i år 2120 (B). Kortudsnit over Fjordmarken (A1, B1) og udsnit over Enebærodde (A2, B2).

opløsning gør at der kan skelnes imellem enkelte træer, buske, hegn og andre strukturer.

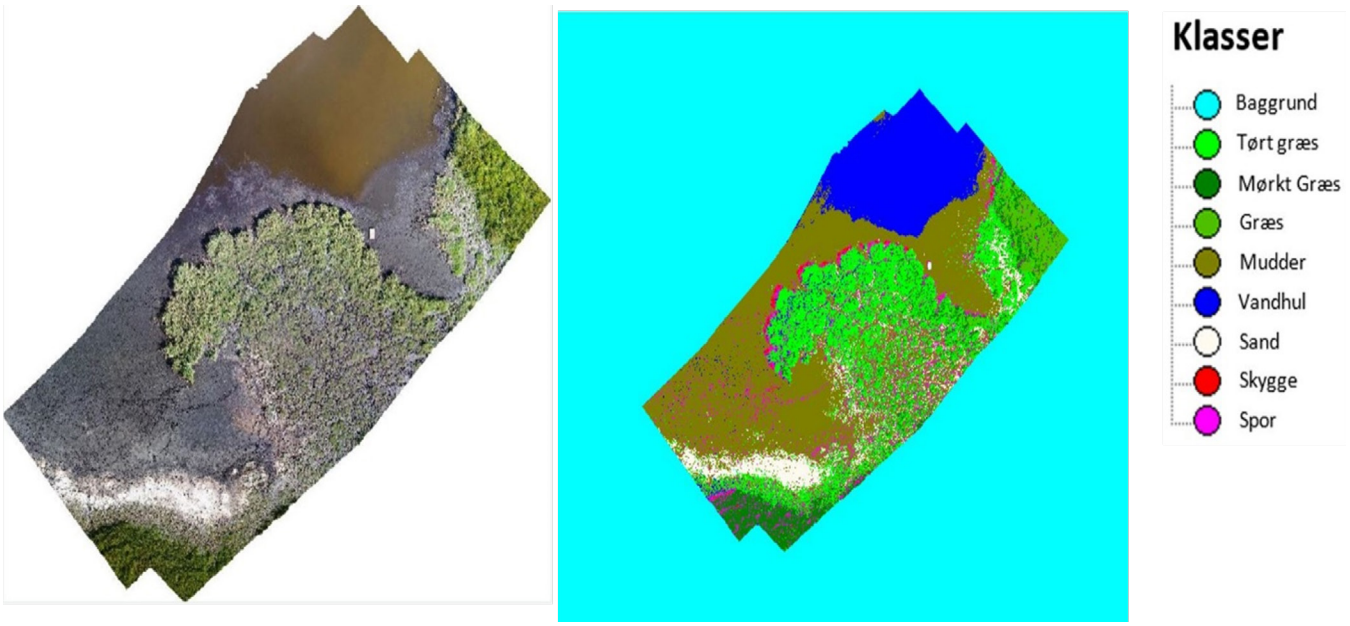
Resultatet af oversvømmelsesscenarierne omkring Odense fjord viser at den kystnære natur bliver påvirket af den permanente havvandstand, mere i 2120 end i 2070, men også at det hovedsageligt er naturtypen strandeng, der påvirkes. Derudover viser modellerne også, at stormfloderne specielt er slemme for områder omkring Odense fjord, da mange diger ikke er helt høje nok til at holde vandet ude. Den stigende havvandstand påvirker desuden også fuglehabitaterne for mange kystfugle, som både jager og yngler ved vandkanten i Odense fjord.

Der blev brugt machine-learning til at klassificere kystnær natur ved Odense fjord. Der blev brugt et udsnit af Enebærodde, hvor der blev gået i detaljer med træning og optimering af 'tilfældig skov' (random forest) algoritmen. Resultatet blev, at det er muligt at komme rigtigt tæt på den manuelle klassificering ved hjælp af denne algoritme.

## Diskussion

### Modellering af havvandstandsstigningen igennem SCALGO LIVE

SCALGO LIVE er rigtig god til at modellere den permanente havvandstandsstigning da den genererer en statisk model, hvor tid ikke påvirker modellen. Dette er rigtigt godt til permanente ændringer, da det er en forventning, at disse vandstande vil indtræffe, medmindre der bliver gjort noget aktivt. Derimod er SCALGO LIVE knap så god til stormfloder, da tid har en stor betydning for disse scenarier. En stormflod er en forøget vandstand i en kortere periode. Derfor




Figur 1 Illustration af præcisionen af 'tilfældig skov'-algoritmen til klassificering af natur

kan der være en lille åbning i et dige, hvor vandet ville have mulighed for at løbe over, men den statiske model vil fylde hele området bag diget med vand, selvom dette aldrig ville ske i praksis medmindre der vil være lang tid med den høje vandstand. Derudover er der store fysiske påvirkninger af områderne under en stormflod, f.eks. erosion, som ikke er med i modellen. Derfor skal der overvejes en dynamisk model til modellering af stormfloder. Alternativt skal der ske en del manuel tilpasning af SCALGO LIVE modellen, for at sikre den giver et mere korrekt billede. Modellen fra SCALGO LIVE er velegnet til klimatilpasningsrelaterede projekter, især hvor der arbejdes med permanente havvandstande. Modellen kan forbedres, hvis der bruges en lokal højdemodel i høj opløsning, f.eks. fra kort der er lavet med en drone i 100 meters højde.

### Naturgenkendelse igennem machine-learning

Genkendelse af kystnær natur igennem machine learning er en nyere teknologi, som er har et rigtigt godt koncept, men har nogle udfordringer i praksis. På nuværende tidspunkt kræver det en del manuelt arbejde igennem eCognition (programmet anvendt til genkendelse) for der skal opsættes træningseksempler, og optimeres på algoritmen. Men når det manuelle arbejde er færdigt, bliver det fremadrettet arbejde hurtigere og mere præcist, da algoritmen ikke skal have nye træningseksempler og optimering hver gang. Dog kræver dette en del processeringskraft, da der arbejdes med store datasæt, og rigtigt mange udregninger. Ofte laves der et sted mellem 100.000 og 1.000.000 objekter af programmet, hvor den så efterfølgende skal udregne den korrekte klasse baseret på en lang række af parameter. Derfor vil der være en krævende opstartsfase men arbejdet på længere sigt ville kunne effektiviseres.

## Konklusion

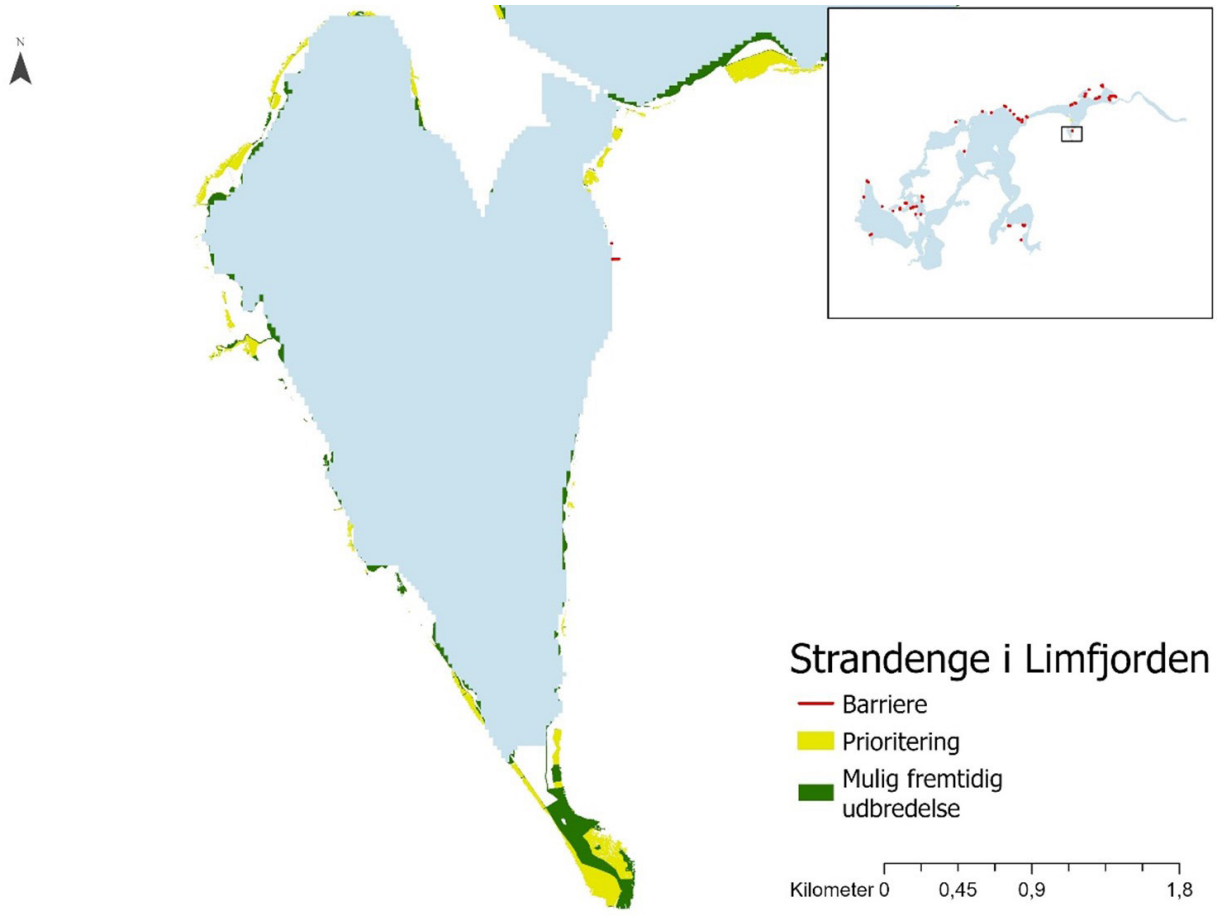
1) Droner har mange mulige anvendelser inden for kortlægning og klimatilpasning, og de vil formentligt kun blive bedre.

2) SCALGO LIVE er god til at modellere permanente havvandsstandsstigninger men knap så god til stormflodshændelser, hvor der skal bruges en dynamisk model. Der er der en del håndholdt arbejde med at sikre, at højdemodellen passer så f.eks. diger, drænrør og lignende er med i modellen, da de dramatisk kan ændre modellen. Der er brug for denne type information for at være sikker på at modellen stemmer, og man er sikker på, hvilken natur der skal beskyttes. 3) Machinelearing er en smart teknologi til naturgenkendelse når det er korrekt sat op. Opsætningen kræver tid og erfaring, men kan på længere sigt blive meget almindeligt.

### Studenterprojekt 2: Limfjordens strandenge – Muligheder og barrierer for strandenges landværts udvikling

*Anders Petz Christiansen, Ellen Kristine Badestue Torp, Kristoffer Lyng og Mathias Christi-ansen Lundkvist – Aalborg Universitet (Lundkvist, Christiansen, Lyng, & Torp, 2021)*

I takt med det stigende havspejl grundet klimaforandringerne, vil de kystnære landskaber blive udfordret, heriblandt strandenge. Strandenge kan modstå disse havspejlsstigninger enten ved en gradvis tilvækst i koten ved landhævning, akkumulering af sediment og organisk materiale, eller ved at strandengen kan rykke ind på nye arealer i baglandet. Baglande varierer i deres evne til at kunne huse strandenge for fremtiden alt afhængig af topografien og arealanvendelsen, og denne kapacitet kan altså være determinerende for strandenges fremtidige udbredelse. Projektet har til formål at forsøge at kortlægge egnetheden af Limfjordens




bagland til at akkommodere de migrerende strandenge. Dette er gjort ud fra problemformuleringen:

*"Hvilke muligheder og barrierer er der for strandenges migrering til baglandet ved Limfjorden i tilfælde af relativ havspejlsstigning frem mod perioden 2071-2100?"*

Besvarelsen har udmøntet sig i et rød-gul-grøn-kort, som angiver egnetheden af arealerne for de forskellige baglande. Kortet er kun baseret på en principmodel, hvorfor modificeringer og inkludering af yderligere data er nødvendig før en implementering i praksis.

Modellen er opstillet ud fra følgende antagelser: 1) andre naturarealer vil være mulige arealer for strandenges migrering (grøn); 2) landbrugsarealer er potentielt mulige arealer afhængig af prioritering (gul); 3) urbane områder, infrastruktur og kystbeskyttelse anses som barrierer for migrering (rød). Til at kvantificere baglande er der benyttet datasæt for lysåbne naturtyper, skov, marker, kommuneplanrammer og lokalplaner, udvalgte veje, jernbaner, samt diger og dæmninger.

Kortlægningen er foretaget med GIS, hvor højdemodellen "Havvand på land" er benyttet til at udtage de områder, som vil blive berørt af havspejlsstigningen. Hertil er der foretaget en approksimation af højden over vandoverfladen, som vil være den øvre grænse for, hvor strandenge kan være beliggende for fremtiden. Denne er defineret ud fra IPCC's klimascenarie RCP 8.5 for middelhavvandstanden frem mod klimaperioden 2071-2100 og den maksimale vandstand for tidevandszonen. I undersøgelsen er det kun strandenge som forekommer i en dynamisk kystzone med konstant forbindelse til de fluktuerende vandstande som er inddraget. De strandenge som henligger inddiget og herved frakoblet fra havet, er ikke indeholdt i denne kortlægning.

Kortet nedenfor viser et udsnit ved Halkær Bredning, af den samlede kortlægning for hele Limfjords-området.

FFor netop dette kortudsnit kan det ses, at der findes adskillige gule og grønne arealer beliggende både sporadisk samt i større sammenhængende områder rundt om Halkær Bredning. Modellen har således potentiale til at benyttes som værktøj til at allokere arealer for fremtiden for at sikre strandenges forsatte udbredelse.

Resultaterne er alt afhængige af den definerede øvre kote og mængden af data input for arealanvendelserne. Med den anvendte definition er den største barriere hovedsageligt kystbeskyttelse. I forhold til de fremtidige mulige arealer er størstedelen af disse Ikke angivet med nogen arealanvendelse, hvilket indikerer at undersøgelsen har benyttet utilstrækkelig mængder data. Kortlægningen viser derudover at marker er en relativ stor kilde til potentielle arealer for hvor strandenge kan være beliggende for fremtiden.

Projektets resultater førte videre til en diskussion om prioritering og lovgivning af strandenge. Her blev det klargjort, at kortlægningen alene ikke vil kunne oplyse, hvor de mulige områder for strandenges arealer kan findes, idet der både skal tages højde for ejendomsinteresser, samt andre naturinteresser. Det derfor opsummeres, at strandenges migrering også bør undersøges i forhold til prioritering og lovgivning.

Således er kortlægningen kun et værktøj til at udpege arealer til videre undersøgelse for hvilke interesser som fremhersker. Yderligere lokale undersøgelser vil give et mere fyldestgørende billede af, om visse mulige arealer vil være mere relevante at omdanne eller omlægge driften på end andre.

Projektet har dermed forsøgt at tage de første skridt mod en landskabsplanlægning, som indtænker en dynamisk natur under fremtidig havspejlsstigning.

### Studenterprojekt 3: Retablering af strandenge på landbrugsjord som mulig løsning på coastal squeeze?

*Amalie Slot Sørensen, Amanda Frederikke Irlind, Mette Pouline Ottosen & Sara Sofie Bertelsen (Aalborg Universitet) (Irlind, Sørensen, Ottosen , & Bertelsen, 2021)*

En konsekvens af havstigninger er, at der er risiko for areal- og udbredelsesreduktion af naturtypen strandeng. For at sikre bevarelse af naturtypen og reducere det mulige tab udarbejdes der løsninger, hvilket blandt andet omfatter omlægning af kystnære landbrugsområder til strandeng.

Formålet med dette studie var derfor at undersøge, hvordan den tidslige udvikling af retablering af strandenge forløber på tidligere landbrugsjord, hvor fokus var at undersøge udviklingen af en række udvalgte biotiske og abiotiske faktorer. Endvidere blev der evalueret på benyttede forvaltningstiltag for at belyse indvirkningen af forvaltning på strandenges udvikling for potentielt at finde forvaltningsindsatser, der kunne fremme en optimal retablering.

#### Metode

For at besvare problemstillingen blev eksisterende videnskabelige studier anvendt. Studierne blev afgrænset til peer-reviewed artikler, der undersøgte abiotiske og biotiske faktorer på tidligere kystnær landbrugsjord, som potentielt kunne blive en retableret strandeng. Retablering af strandeng blev defineret ved at tidligere landbrugsområder påvirkes af de naturlige tidevandscyklusser, herunder oversvømmelse og saltpartikler.

Dette resulterede i 51 studier, hvor der i alt blev undersøgt 34 biotiske faktorer, 150 abiotiske faktorer og 21 beskrivende faktorer. Efter en gennemgang af studierne, hvor faktorerne blev sorteret efter datamængde og relevans, blev ni studier frasorteret og 42 studier, som i alt undersøgte 22 faktorer, blev benyttet til den endelige analyse. Hver faktor blev undersøgt som funktion af tid, for at undersøge den tidslige udvikling efter retablering på landbrugsjord.

Af de 42 studier fandt størstedelen af retableringerne sted i England (25 studier), fem studier blev foretaget i USA, fire i Holland og to i henholdsvis Belgien, Canada, Spanien og Tyskland. I alt blev 33 forskellige retablerede strandenge undersøgt på tværs af de forskellige lande, hvoraf 21 af disse var i England, med den tidligste retablering i 1874 og den seneste i 2016.

#### Resultater og diskussion

Der blev på tværs af studierne fundet ændringer over tid i de forskellige faktorer efter retablering. Blandt andet blev det fundet, at dækningsgraden af enårige plantearter var faldende over tid, hvilket kunne indikere at flerårige konkurrencestærke arter begyndte at vinde indpas og udkonkurrere de enårige.

På tværs af alle faktorer var der indikationer på, at retableringen resulterede i en tilstandsændring, som muligvis ikke resulterede i en naturlig strandeng (naturtype 1330 som defineret af EU-habitatdirektivet), men indikerer at det tidligere landbrugsområde udvikler forhold, som på sigt kan udfylde de samme økologiske funktioner som en naturlige strandeng.

Langt størstedelen af retableringerne var ikke omfattet af forvaltningsindsatser, hvorfor det er uvist om forvaltning kan gavne retablering både i forhold til kvalitet af strandengen og hastigheden af retableringen. Dog blev det på tværs af flere studier fundet, at forvaltning i form af oprettelse og

vedligehold af drænsystemer havde en positiv indvirkning på retablering, da det reducerede jordens vandmætning til gavn for plantesamfundet samt modvirkede omdannelse af landbrugsområdet til mudderflader.

Studierne undersøgte forskellige områder, hvilket komplicerede sammenligningsgrundlaget for de enkelte faktorer, hvilket betyder, at det er vanskeligt at opsætte en universel model, der beskriver retablering på tidligere landbrugsjord, da eksempelvis klima, tidevandsdynamikker, såsom oversvømmelsesfrekvens og -intensitet, overfladehøjde og salinitet naturligt varierer på tværs af områderne.

De enkelte studier havde ikke opsat et succeskriterie for, hvornår en strandeng er succesfuldt retableret, hvilket betød, at det ikke var muligt at konkludere, hvorvidt retableringen, var succesfuld eller ej - altså om en igangsat retablering resulterede i noget, der var sammenligneligt med en naturlig strandeng. Dette er essentielt for at kunne besvare, hvorvidt retablering er muligt på tidligere landbrugsjord og kan fungere som løsning på det mulige tab af strandenge.

Endvidere viste den eksisterende litteratur sig mangelfuld i forhold til at undersøge, hvordan store mængder næringsstoffer kan påvirke retablering af strandeng på tidligere landbrugsjord. Dette er relevant, idet landbrugsjord ofte har høje mængder næringsstoffer sammenlignet med en naturlig strandeng grundet tilført gødning. Arter, som er konkurrencedygtige på næringsrige områder, kan altså dominere på de retablerede områder i starten af retableringsprocessen og dermed forsinke koloniseringen af mindre konkurrencedygtige strandengsarter, hvilket medfører en lavere biodiversitet. Dette kunne forlænge retableringsprocessen og muligvis begrænse mangfoldigheden af strandengsarter, hvorfor viden omkring næringsstoffer er essentielt for at besvare problemstillingen.

Ydermere vil det være fordelagtigt at udvide litteraturafgrænsningen til blandt andet at inkludere danske rapporter, både for at få et indblik i, hvordan situationen ser ud for danske strandenge og for at få et større datasæt. Dette kunne være med til at give et mere detaljeret billede af forløbet af strandenges retablering på tidligere landbrugsjord.

Vores studie fandt mange forskellige tendenser indenfor de enkelte biotiske og abiotiske faktorer, hvilket betyder, at der endnu ikke kan redegøres for alle faktorernes udvikling, idet mere data for de enkelte faktorer er nødvendigt for at kunne konkludere på generelle udviklinger over tid. Desuden må det forventes, at det for nogle faktorer vil tage mange årtier at opnå naturlige tilstande på strandenge. Derfor vil det være fordelagtigt at igangsætte retablering hurtigst muligt for at sikre, at forholdene kan nå at tilpasse sig i takt med havstigninger.

# 11 KONKLUSION OG PERSPEKTIVERING

- Naturen i 76 af Danmarks 98 kommuner vil påvirkes af havstigningerne
- Analysen bekræfter hypotesen H1 om, at de klimainducerede havvandsstigninger udgør en markant, overhængende trussel mod den kystnære natur og biodiversitet i Danmark. Analysen viser et meget stort tab, arealmæssigt og relativt, af nationalt og internationalt essentielle, truede, kystnære naturtyper samt levesteder for sjældne fugle, padder og planter. Disse vil forsvinde permanent under havets overflade i løbet af de næste 100 år.
- Det samlede permanente tab af landbrugsarealer, beskyttet natur, skov og by er beregnet til ca. 73.000 ha i 2120 som følge af stigning i middelhavvandsstanden. Landbrug og beskyttet natur udgør næsten lige store dele og langt den største del af det tabte land. Tabet af skov vil arealmæssigt være lille (ca. 1550 ha).
- Der vil ske permanent et tab af §3-beskyttet natur (§3) på ca. 32.500 ha inden 2120. Det vil især ramme strandengene (45 %) og de ferske søer (11 %). Tabet af strandeng vil især ske i en række nord- og vestjyske kommuner samt i Vordingborg Kommune.
- Der vil inden 2120 ske et permanent tab af lysåben natur i Natura 2000-områderne (habitatnaturtyper) på næsten 21.000 ha svarende til 14 % af det samlede areal af Danmarks bedste lysåbne natur i kystkommunerne og 7,3 % af den lysåbne habitatnatur i hele Danmark.
- Det beregnede permanente tab på mindst 52 % af Danmarks areal af habitatnaturtypen strandeng (1330) vurderes at være særligt problematisk. Det skyldes, at Danmark rummer en meget stor del af det samlede areal af 1330-strandeng, ikke mindst hele 79 % af Europas areal af strandeng i den kontinentale, biogeografiske zone. Her tabes levesteder for store mængder internationalt truede og beskyttede arter af planter, fugle og dyr. Ikoniske strandengsområder som Nyord, Saltholm og Tipperne vil eksempelvis forsvinde helt.
- En væsentlig del af levestederne for en lang række sjældne, sårbare og truede arter af padder, ynglefugle og planter vil forsvinde. Eksempelvis vil omkring eller mere end halvdelen af de kendte voksesteder for rødlistede strandengsplanter og potentielle yngleområder for dværgterne, havterne, splitterne, engryle, klyde, skestork og hjejle forsvinde inden 2120.
- De beregnede værdier viser en størrelsesorden for problemstillingen, men nøjagtige værdier vil kræve mere specifikke lokale analyser og beregninger. Vi har fundet usikkerheder, manglende præcision og overlap i en del af de anvendte data. Bl.a. er en del landbrugsarealer, omdriftsarealer og permanent græs, også registreret som §3-beskyttet natur.
- Det forudsiges, at strandenge ved Vadehavet i et vist omfang, men ikke fuldt ud, vil kunne modsvare havvandsstigningerne ved 'vertikal tilvækst',

dvs. løbende aflejring af sediment. Langs de indre farvande i resten af Danmark, vil den løbende, vertikale tilvækst derimod være langt mindre end havvandsstigningerne.

- Naturlig 'landværts migration', dvs. strandengenes mulighed for at flytte sig gradvist ind i landet i takt med havstigningerne, er kun de færreste steder muligt på grund af kystskrænter og menneskeskabte diger.
- Det reelle tab vurderes at være væsentlig større end de angivne beregnede værdier. Det skyldes, at store arealer bag diger ikke fremgår som tabte i analysen, men mange af disse påvirkes af stigningen i middelvandstand. Her vil i mange tilfælde ske 'oversvømmelse fra landsiden'. Således vil arealer langs de vestjyske fjorde, især strandenge, ferske enge og landbrugsarealer, blive oversvømmet med ferskvand fra landsiden. Omkring 15 % af de §3-beskyttede strandenge i Danmark ligger bag diger.
- Supplerende analyser viser, at mere end dobbelt så stort et areal, ca. 158.500 ha, ligger under kote 1,00 DVR90. Dette areal vil således forsvinde inden 2120, såfremt beskyttelsen med diger, pumper og sluser ikke opretholdes og udbygges.
- Den gradvise stigning af middelhavvandspejlet vil betyde, at også arealet af produktive, lavvandede marine områder vil falde. Hermed vil den bentiske produktion, iltproduktionen, CO2-optagelsen samt opvækst- og fødesøgningsarealet for mange fisk og fugle mm. også reduceres.
- Ekstremhændelser som stormflod vil påvirke og ændre langt større arealer end de permanent oversvømmede. 191.000 ha landbrugsarealer (9 %), 101.000 ha §3-beskyttet, lysåben natur (29 %) og 49.000 ha habitatnatur (33 %) kan blive oversvømmet ved 10-årshændelser i 2120. Her viser beregningen, at også 16.500 ha skov og 22.500 ha byer (byzone og sommerhusområder) oversvømmes. Mellem 20 og 36 % af de ferske enge, moser og søer kan oversvømmes med saltvand hvert 10. år. Det samme gælder 57 % af den meget artsrige habitatnaturtype rigkær.
- Ekstremhændelser vil oversvømme særligt store arealer af værdifuld og beskyttet natur i nord- og vestjyske kommuner, men også i f.eks. Vordingborg og Guldborgsund kommuner påvirkes meget store områder af bl.a. rigkær. Også ved ekstremhændelser er det især den bedste del (målt på den nuværende naturtilstand) af naturtyperne, som påvirkes.
- Strandenge trives ved og betinges af tidvise oversvømmelser og den dynamik, som vandet, saltet og erosionen bibringer. Men for langt de fleste organismer er salt giftigt. Derfor vil alene de gentagne ekstremhændelser kunne ødelægge/fortrænge de ferske §3- og habitatnaturtyper med deres tilhørende flora og fauna. Ved tilbagevendende ekstremhændelser, vil oversvømmede enge, moser, heder, overdrev, klitter og søer gradvist forsvinde til fordel for strandengens saltålende arter af planter og dyr. De tidvise oversvømmelser med saltvand (ekstremhændelser) vil således skabe de naturlige betingelser for flytning/'landværts migration' af strandengene og deres unikke diversitet af planter, fugle, padder mm, på bekostning af de nuværende ferske naturtyper. Salinitet, vanddækningsperiode og årstid har betydning for påvirkningsgraden, men det er ikke undersøgt nærmere i denne analyse.

- Vinteroversvømmelser af fuglenes yngleområder er uden negativ betydning for ynglefuglene, mens øgede sommerhøjvande, vindstuvning og blæst i yngleperioden vil være katastrofal for de pressede ynglebestande. Øget salinitet i ferske småsøer kan være ødelæggende for ynglesuccessen for flere arter af vadefugle.
- Store dele af yngleområderne for en række saltfølsomme bilag IV-padder (vandhuller) vil blive oversvømmet ved 10-årshændelser i både 2070 og 2120. Omkring 20 % af ynglevandhullerne for spidssnudet frø, springfrø og stor vandsalamander samt ca. 70 % af strandtudses og grønbroget tudses vandhuller vil oversvømmes med saltvand. Oversvømmelser vil også tilføre fisk, som æder haletudserne og de vil bevirke en fragmentering af egnede ynglevandhuller, som kan føre til isolering af bestande og resultere i indavlsdepression. Ekstremhændelser kan således blive meget ødelæggende for bestande af de strengt beskyttede paddearter.
- Der kan være en væsentlig usikkerhed på de beregnede oversvømmelser ved ekstremhændelser. Ofte vil det tage lang tid (dage) at 'fylde området bag en tærskel op' ved højvande, og ekstremhændelserne har ofte kort varighed. Derfor vil stormflodsoversvømmelserne i praksis ikke nødvendigvis nå den fulde, beregnede udbredelse.
- Analysen kan kun delvist bekræfte arbejdsspørgsmålet om udpegning af arealer, som ved rettidig omhu og de rette metoder kan ekstensiveres og ved de gradvise havvandsstigninger udvikles til nye strandenge med levesteder for dele af den internationalt truede biodiversitet. De dyrkede marker er i stort omfang, som de fleste byer, beskyttet mod stormflod af menneskeskabte diger. Analysen forudsiger, at væsentlige landbrugsområder (hhv. 130.000 ha, 6%, i 2070 og 190.000 ha, 9 %, i 2120) vil oversvømmes ved 10-årshændelser, men langt de fleste kystnære, lavtliggende landbrugsarealer ligger allerede i dag (2021) bag diger. De permanente og fremtidige ekstremhændelser vil derfor kun i begrænset omfang oversvømme intensivt dyrkede marker, hvis digerne opretholdes og udbygges.
- Vi har udpeget 18 større, sammenhængende områder med lavtliggende, kystnære landbrugsarealer, som kan have potentiale for naturgenopretning af strandenge. Alle områderne rummer primært landbrugsjord, som oversvømmes ved 10-års ekstremhændelser i 2120. Konkrete projekter kan imidlertid kun igangsættes efter grundige tekniske, topografiske, hydrologiske, geologiske og biologiske forundersøgelser.
- De fleste og største områder med potentiale for at genoprette strandengsnatur på nuværende landbrugsjord ligger bag diger, sluser og pumper.
- Nogle steder beskytter digerne værdifulde levesteder mod oversvømmelser. Eksempelvis ligger 75 % af strandengene i Jammerbugt Kommune, bl.a. dele af det internationalt vigtige fugleområde Vejlerne, under kote 0 DVR90.
- Det foreslås, at udvikling af nye 'erstatningsstrandenge' sker ved at stoppe den intensive drift, udpine jorden, fjerne dræn, grøfter og evt. diger. Efter udpining med rette afgrøder etableres ekstensiv afgræsning med robuste dyreracer, evt. suppleret med høslæt. De dyrkede marker transformeres herved gradvist til mere våde, næringsfattige og artsrige naturområder. Mere målrettet indsats

kan omfatte f.eks. gravning af nye ynglevandhuller for padder og vadefugle, afskrabning af næringsrig topjord og udlægning af store sten. Når de gradvise havvandsstigninger 'rammer' områderne, vil strandenge, med deres unikke diversitet af planter, fugle, padder, pattedyr og hvirvelløse dyr etablere sig.

- Driftsophør og genopretning i god tid, inden oversvømmelserne sker, mindsker risikoen for udvaskning af store mængder næringsstoffer til vandmiljøet, øger $CO_2$-reduktionen og giver mulighed for løbende og i tide at skabe 'plads' i form af velegnede levesteder for den biodiversitet, som presses af coastal squeezing og det permanente tab af levesteder.
- En meget stor del af Danmarks vigtigste natur findes langs kysterne, hvor en meget stor del af de unikke, truede, og internationalt beskyttede arter lever i overgangszonen mellem hav og land. Skal vi redde disse arter må vi, trods tabet, i alle faser bevare og skabe tilstrækkeligt med levesteder i overgangszonen med variation, fluktuationer, tidvise oversvømmelser, variation mellem vådt-tørt, meget salt-lidt salt, aflejring-erosion, for at sikre de unikke bestande af sjældne arter.
- Oversvømmelsen af strandenge og ferske naturområder har også meget stor betydning for tabet af klimagasser, udvaskningen af næringsstoffer og livet i de kystnære marine områder. Tabet af kvælstoftilbageholdelseskapacitet på strandengene vil inden år 2100 overstige den ønskede reduktion af kvælstof, N, iflg. vandplanen, som følge af tab af strandenge.
- Analysen er baseret på IPCC-scenarium 8,5. Vores valg af dette scenarium blev af nogle kritiseret for at være 'pessimistisk' ved analysens igangsætning. Ved den seneste IPCC rapport (AR6) fremstår scenarium 8,5 nærmere som 'optimistisk'.
- Analysens nedslag i årstallene 2070 og 2120 er blot eksempler på det gradvise tab, som sker. De klimafremkaldte stigninger i havvandsstanden vil fortsætte også efter 2120. Det internationale klimapanel IPCC forudser således stigninger på op til 2-5 m i løbet af de næste 200-300 år. Dette vil betyde yderligere enorme tab af kystnære naturområder.
- Der vil principielt set vil være de samme påvirkninger fra de klimainducerede havvandsstigninger på den kystnære natur overalt i verden. Danmarks stedvis flade kyster med udbredte strandenge og den tilhørende natur og biodiversitet er imidlertid unik, og den kræver derfor et særligt fokus fra Danmarks beslutningstagere og naturforvaltere. Både staten og kystkommunerne vil skulle træffe vigtige beslutninger om prioritering af natur og biodiversitet langs kysterne. Forpligtelserne mht. de internationale naturbeskyttelsesområder kræver et særligt fokus, som vil kræve en mere langsigtet planlægning og indsats end blot de hidtidige 6-års perioder.
- Havvandsstigningerne vil decimere Danmarks relative arealandel med natur meget markant. Denne udvikling vil stå i stærk kontrast til både FN- og Aichimålene, som siger, at 17 % af det samlede landareal skal udlægges til natur senest 2020. EU ønsker, jf. EU"s biodiversitetsstrategi for 2030, at EU fører an ved at sikre, at mindst 30 % af EU's områder er naturarealer. Et stort naturtab på land, induceret af havvandsstigningerne, vil gøre det endnu mere vanskeligt at nå disse mål.

Foto: Per Hallum

- COP15, FN's konference med fokus på biodiversitet, er netop afholdt. Her blev nye naturmål, som skal erstatte Aichi-målene, diskuteret. Målene fastsættes på COP15's anden del i foråret 2022 i Kunming. EU og en række andre lande argumenterer her for en global biodiversitetsambition i form af '30x30'. Det betyder at 30 % land og 30 % havarealer skal være beskyttede i 2030.
- Der må forventes en intens faglig og politisk diskussion om kystzonens fremtidige anvendelse. Både i Danmark og internationalt. Skal vi opretholde produktionsarealet? Skal vi udbygge kystsikringen? Skal vi igangsætte udviklingen af nye naturområder som kompensation for det tabte? Kan vi finde et kompromis? Der vil skulle ske en national og lokal stillingtagen til disse problemstillinger.
- Analysen viser også, at der mangler viden om en række centrale elementer, eksempelvis: Størrelsen af sedimentation og erosion på strandenge i de indre danske farvande; salttolerancen for specifikke arter af beskyttede, sårbare planter og dyr; påvirkninger af de nedre vandløbsstrækninger; muligheder og metoder til strandengsgenopretning ifht. forskellige jordbundstyper, saltkoncentrationer og tidevandsstørrelser og omkostninger ved at vedligeholde og udbygge diger og pumpelag.
- Denne analyse og rapport skaber grundlag for mange videre undersøgelser – og den kan bidrage til at igangsætte en debat med fokus på Danmarks unikke kystnatur og behovet for at afværge et enormt tab naturtyper, levesteder og biodiversitet.

# 12 REFERENCER


- Adrados, L. C. (2015). Forvaltningsplan for strandtudsen. Beskyttelse og forvaltning af strandtudsen, Epidalea calamita og dens levesteder i Danmark. Miljø- og Fødevareministeriet, Naturstyrelsen.
- Albecker, M. A., & McCoy, M. W. (2017). Adaptive response to salinity stress across multiple life stages in anuran amphibians. Frontiers in Zoology .
- Allen, J R L. (1990b). Salt-marsh growth and stratification: a numerical model with special reference to the Severn Estuary, southwest Britain. Marine Geology, 77-96.
- Allen, J. R. (1990a). The formation of coastal peat marshes under an upward tendency of relative sea-level. Journal of Geological Society, 147, 77-96.
- Asbirk, S., & Pitter, E. (2005). Handlingsplan for truede engfugle. Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.
- Bangsgaard & Paludan. (2021). Oversvømmelsesscenariers påvirkning af habitatnatur og levesteder for klokkefrø og andre padder på Knudshoved Odde. Vordingborg Kommune, LIFE Clima Bombina.
- Bartholdy, A. T., Bartholdy, J., & Kroon, A. (2010). Salt marsh stability and pat-terns of sedimentation across a backbarrier platform. Marine Geology, 278, 31-42.
- Bartholdy, J., & Aagaard, T. (2000). Storm surge effects on a back-barrier tidal flat of the Danish Wadden Sea. Geo-Marine Letter, 20, 133-141.
- Bartholdy, J., Christiansen, C., & Kunzendorf, H. (2004). Long term variations in backbarrier salt marsh deposition on the Skallingen peninsula — the Danish Wadden Sea. Marine Geology, 1-21.
- Bird, E. C. (1974). Coastal changes in Denmark during the past two centu-ries. 8, 21.
- Borchert, S. M., Osland, M. J., Enwright, N. M., & Griffith, K. T. (2018). Coastal wetland adaptation to sea level rise: Quantifying potential for landward migration and coastal squeeze. Journal of Applied Ecology (55), 2876-2887.
- Bruun, P. (1962). Sea-level rise as a cause of shore erosion. Journal of the Waterways and Harbors division, 88(1), 117-130.
- Canal-Vergés, p., Petersen, J. K., Rasmussen, E. K., Erichsen, A., & Flindt, M. R. (2016). Validating GIS tool to assess eelgrass potential recovery in the Limfjorden (Denmark). 338, 135-148. Hentet fra https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2016.04.023
- Christensen, C., & Nielsen, A. B. (2008). Dating Littorina Sea Shore Levels in Denmark on the Basis of Data from a Mesolithic Coastal Settlement on Skagens Odde, Northern Jutland. 27-38.
- Christiansen, C., Christoffersen, H., Dalsgaard, J., & Nørnberg, P. (March 1981). Coastal and near-shore changes correlated with die-back in eel-grass (Zostera Marina, L.). Sedimentary Geology, 28(3), 163-173. Hentet fra https://doi.org/10.1016/0037-0738(81)90063-4
- Clausen, K. K., & Clausen, P. (2014). Forecasting future drowning of coastal waterbird habitat reveals a major conservation concern. Biological Conservation (171), 177-185.
- Clausen, K., Stjernholm, M., & Clausen, P. (2013). Grazing management can counteract the impacts of climate change-induced sea level rise on salt marsh-dependent waterbirds. 50(528-537). doi:10.1111/1365-2664.12043
- Clausen, P. (1998). Choosig between feeding on Zostera and salt marsh: Factors affecting habitat use by Brent Geese in spring. 200(277-294).
- Clausen, P., & Bustnes, J. (1998). Flyways of North Atlantic light-bellied brent geese Branta bernicle hrota reassesed by satellite telemetry. Norsk Polarinstitutt.
- Clausen, P., & Fischer, K. (1994). Lysbuget Knortegås Branta bernicle hrota: Forekomst og økologi i Vadehavet. Dansk Orn. Foren. Tidsskr.
- Clausen, P., Green, M., & Alerstam, T. (2003). Energy limitations for spring migration and breeding: the case of brent geese Branta bernicla tracked by satellite telemetry to Svalbard and Greenland. 103(426:445).

- Clausen, P., Madsen, J. P., O'Connor, D., & Anderson, G. (1998). Population development and changes in winter site use by the Svalbard Light-bellied Brent Goose, Branta bernicla hrota 1980-1994. 84(157-165).
- Coastal Geomorphology Partnership. (2000). Erosion of the Saltmarshes of Essex Between 1988 and 1998.
- COWI. (2017). Byernes udfordringer med havvandsstigning og stormflod – for Realdania.
- COWI. (2018). Nabotjek af EU-landes fremgangsmåder ved planlægning for marine vandområder i henhold til vandrammedirekti-vet.
- Dahl, K., Buur, H., Andersen, O. N., Göke, C., & Tonetta, D. (2020). Indvandring og biodiversitet på det nye stenrev ved Livø. Videnskabelig rapport nr. 405 , 60. Hentet fra http://dce2.au.dk/pub/SR405.pdf
- Dahl, K., Buur, H., Andersen, O. N., Göke, C., & Tonetta, D. (2020). Indvandring og bio-diversitet på det nye stenrev ved Livø. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. Hentet fra http://dce2.au.dk/pub/SR405.pdf
- Dahl, K., Støttrup, J. G., Stenberg, C., Berggreen, U. C., & Jensen, J. H. (2016). Best practice for restoration of stone reefs in Denmark (codes of conduct). Technical Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 91, 33. Hentet fra http://dce2.au.dk/pub/TR91.pdf
- Dansk botanisk forening, & Hartvig, P. (2015). Atlas Flora Danica. Gyldendal.
- Denny, M., Clausen, P., Percival, S., Anderson, G., Koffibjerg, K., & Robinson, J. (2004). Light-bellied brent goose Branta bernicla hrota (East Atlantic population) in Svalbard, Greenland, Franz Josef Land, Norway, Denmark, the Netherlands and Britain 1960/61-2000/01. Water Review Series, The Wildfowl & Wetlands Trut/Joint Nature Conservation Commitee, Slimbridge.
- DOFbasen - Rørhøg. (Oktober 2021). DOFbasen. Hentet fra https://dofbasen.dk/ART/art.php?art=02600
- DOFbasen. (14. 10 2014). www.dofbasen.dk. Hentet fra Dansk ornitologisk forening.
- DOFbasen. (September 2021). DOFbasen. Hentet fra https://dofbasen.dk/ART/art.php?art=06110
- DOFbasen. (September 2021). DOFbasen. Hentet fra https://dofbasen.dk/ART/art.php?art=04560
- Duarte, B., Carreiras, J., & Cacador, I. (2021). Climate change impacts on salt marsh blue carbon, nitrogen and phosphorus stocks and ecosystem services. Applied Sciences, 11.
- Duun-Christensen, I. (1990). Long-term variations in sea level at the Danish coast during the recent 200 years. Proceedings of the 1st International Coastal Symposium (Skagen).
- Earnshaw, M., Sørensen, P., & Sørensen, C. (2013). Kystatlas for Danmark. Lemvig: Danish Coastal Authority. Hentet fra https://kyst.dk/kyster-og-klima/vaerktoejer/kystatlas/
- Egea-Serrano, A., Hangartner, S., Laurila, A., & Räsänen, K. (2014). Multifarious selection through environmental change: acidity and predator-mediated adaptive divergence in the moor frog (Rana arvalis). Proceedings of the Royal Society Biological Sciences.
- Eionet. (2021). Eionet. Hentet fra https://www.eionet.europa.eu/
- Ejrnæs, R., Skov, F., Bladt, J., Fredshavn, J., & Nygaard, B. (2012). Udvikling af en high nature value (HNV) indikator . Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi.
- Ellenberg, H. (2001). Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. I Scripta Geobotanica Bind 18.
- Engel, S., Biebach, H., & Visser, G. (07 2006). Metabolic costs of avian flight in relation to flight velocity: a study in Rose Couloured Starlings (Sturnus roseus, Linnaeus). Journal of Comparative Physiology , 176(5)(415-27). doi:DOI: 10.1007/s00360-006-0063-1
- Eskildsen, A., & Vikstrøm, T. (2010). Truede og sjældne ynglefugle i Danmark 2010. Dansk Ornitologisk Forening – Årsrapport og 13. årsstatus for Danmarks truede og sjældne ynglefugle.
- Farron, S. J., Hughes, Z. J., & FitzGerald, D. M. (2020). Assessing the response of the Great Marsh to sea-level rise: Migration, submersion or survival. Marine Geology, 425.

- Flensted, K. N., & Sterup, J. (Oktober 2021). Den danske Rødliste 2019. Hentet fra Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi.
- Flindt, M. R., Rasmussen, E. K., Valdemarsen, T., Erichsen, A., Kaas, H., & Canal-Vergés, P. (2016). Using a GIS-tool to evaluate potential eelgrass reestablishment in estuaries. 338, 122-134. Hentet fra https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2016.07.005
- Flindt, M., Kuusemae, K., Lange, T., Wendländer, N. S., Aaskoven, N., Winter, S., . . . Kristensen, E. (2021). Sand-capping of muddy sediment improves benthic light conditions and sediment an-choring capacity to support recovery of eelgrass (Zostera marina). Environmental Science and Technology.
- Flindt, R. M., Lange, T., Aaskoven, N., Wendländer, N., Steinfurth, R., Nielsen, B., & Kristensen, E. (2019). Sand-capping – et nyt marint virkemiddel.
- Fog, K. (1993). Oplæg til forvaltningsplan for Danmarks padder og krybdyr. Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.
- Fox, A., Ebbinge, B., Mitchell, C., Heinicke, T., Aarvak, T., Colhoun, K., . . . van der Jeugd, H. (2010). Current estimates of goose population sizes in western Europe, a gap analysis and an assessment of trends. Ornis Sverica.
- Frederiksen, S. E., Rasmussen, F. N., & Seberg, O. (2012). Dansk Flora (2 udg.). Gyldendal.
- Fredshavn, J. R., Holm, T. E., Sterup, J., Pedersen, C. L., Nielsen, R. D., Clausen, p., . . . Flensted, K. N. (2019). Størrelse og udvikling af fuglebestande i Danmark - 2019. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi .
- Fredshavn, J. R., Nygaard, B., & Ejrnæs, R. (2009). Naturtilstand på terrestriske naturarealer - besigtigelse af §3-arealer. Danmarks Miljøundersøgelser .
- Fredshavn, J., Nygaard, B., Ejrnæs, R., Damgaard, C., Therkildsen, O. R., Elmeros, M., . . . Teilmann, J. (2019). Bevaringsstatus for naturtyper og arter - 2019. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi.
- Fredshavn, J., Søgaard, B., Nygaard, B., Johansson, L. S., Wiberg-Larsen, P., Dahl, K., . . . Teilmann, J. (2014). Bevaringsstatus for naturtyper og arter. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi.
- Fredshavn, J; Ejrnæs, R; Nygaard, B. (2016a). Kortlægning af terrestriske, lysåbne habitatnaturtyper, TA-N03. FDC-bio, DCE, Aarhus Universitet.
- Fredshavn, J; Ejrnæs, R; Nygaard, B. (2016b). Kortlægning af skovhabitattyper, TA-N04. FDC-bio, DCE, Aarhus Universitet.
- French, C. E., French, J. R., Clifford, N. J., & Watson, C. J. (2000). Sedimentation–erosion dynamics of abandoned reclamations. 20, 1711–1733.
- French, J. (2006). Tidal marsh sedimentation and resilience to environmental change: Exploratory modelling of tidal, sea-level and sediment supply forcing in predominantly allochthonous systems. Marine Geology, 235, 119-136.
- French, J. R., & Spencer, T. (1993). Dynamics of sedimentation in a tide-dominated backbarrier salt marsh, Norfolk, UK. Marine Geology, 118, 315-331.
- Fugle og Natur. (u.d.).
- Fuglebeskyttelse. (10. 23 2014). www.fuglebeskyttelse.dk.
- Ganju, N. K., Defne, Z., Kirwan, M. L., Fagherazzi, S., D'Alpaos, A., & Carniello, L. (2016). Spatially integrative metrics reveal hidden vulnerability of microtidal salt marshes. Nature Communications, 8.
- Gunzburger, M. S., Hughes, W. B., Barichivich, W. J., & Staiger, J. S. (2010). Hurricane storm surge and amphibian communities in coastal wetlands of northwestern Florida. Wetlands ecology and Management (18), 651-663.
- Gustafson, H. D., Andersen, A. S., Mikusinski, G., & Malmgren, J. C. (2009). Pond Quality Determinants of Occurrence Patterns of Great Crested Newts (Triturus cristatus). Journal of Herpetology.
- Hansen, J. M., Aagaard, T., Stockmarr, J., Møller, I., Nielsen, L., Binderup, M., . . . Larsen, B. (2016). Continuous record of Holocene sea-level changes and coastal development of the Kattegat island Læsø (4900 years BP to present). Geological Society of Denmark, 64, 1-55.

- Hecnar, S. J., & M'Closkey, R. T. (1997). The effects of predatory fish on amphibian species richness and distribution. 123-131: Biological Conservation (79).
- Holm, T. E., Nielsen, R. D., Clausen, P., Bregnballe, T., Clausen, K. K., Petersen, I. K., . . . Bladt, J. (2021). Fugle 2018-2019. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi.
- Hopkins, G. R., Brodie Jr., E. D., Neuman-Lee, L. A., Mohammadi, S., Brusch IV, G. A., Hopkins, Z. M., & French, S. S. (2016). Physiological responses to salinity vary with proximity to the ocean in a coastal amphibian. Physiological and Biochemical Zoology, 322-330.
- Hughes, R. G. (2004). Climate change and loss of saltmarshes: consequences for birds. Ibis (146), 21-28.
- Hughes, R. G., & Paramor, A. L. (2004). On the loss of saltmarshs in south-east Eng-land and methods for their restoration. Journal of applied ecology, 41, 440-448.
- IPCC. (2021). Climate Change 2021. Cambridge University Press.
- Irlind, A. F., Sørensen, A. S., Ottosen , M. P., & Bertelsen, S. S. (2021). Retablering af strandenge på landbrugsjord som mulig løsning på coastal squeeze? Aalborg: Studenterprojekt Aalborg Universitet.
- Jarvis, L. E. (2010). Non-consumptive effects of predatory three-spined sticklebacks (Gasterosteus aculeatus) on great crested newt (Triturus cristatus) embryos. The Herpetological Journal (20) .
- Kabuth, A. K., Kroon, A., & Pedersen, J. B. (2014). Multidecadal shoreline changes in Denmark. Journal of Coastal Research, 30(4), 714-728.
- KDI. (2020). Kystplanlægger. Hentet fra Kystplanlægger.dk
- Kjær, C., Nygaard, B., Terkildsen, O. R., Elmeros, M., Bladt, J., & Mikkelsen, P. (2021). Arter 2019. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi.
- Klokker, M. G. (2021). Havvandstandsstigningseffekten på kystnære naturværdier, understøttet af UAV-teknologier. Odense: Kandidatspeciale Syddansk Universitet.
- Kristensen, E., Quintana, C. O., Valdemarsen, T., & Flindt, M. R. (2021). Nitrogen and Phosphorus Export After Flooding of Agricultural Land by Coastal Managed Realignment. Estuaries and coasts, 44(3), 657-671. Hentet fra https://doi.org/10.1007/s12237-020-00785-2
- Krone, R. B. (1987). A method for simulating historic marsh elevations. Coastal Sediments '87, 316-323.
- Ladd, C. J., Duggan-Edwards, M. F., Bouma, T. J., Pagès, J. F., & Skov, M. W. (2019). Sediment Supply Explains Long-Term and Large-Scale Patterns in Salt Marsh Lateral Expansion and Erosion. 46(20), 11178-11187.
- Lange, T., Wendländer, N., Svane, N., Steinfurth, R., Nielsen, B., Rasch, C., . . . Flindt, M. R. (2020). Storskala-transplantation af ålegræs metoder og perspektiver. 1.
- Lardner, B. (2001). Phenotypic plasticity and local adaptation in tadpoles (Rana arvalis, Rana temporaria). Lunds Universitet.
- Lundkvist, M. C., Christiansen, A. P., Lyng, K., & Torp, E. B. (2021). Limfjordens strandenge - Muligheder og barrierrer for strandenges landværts udvikling. Aalborg: Bachelorprojekt, Naturgeografuddannelsen - Aalborg Universitet.
- Madsen, A. T., Murray, A. S., Andersen, T. J., & Pejrup, M. (2007). Temporal changes of accretion rates on an estuarine salt marsh during the late Holocene — Reflection of local sea level changes? The Wadden Sea, Denmark. Marine Geology, 242, 221-233.
- Madsen, A. T., Murray, A. S., Andersen, T. J., Pejrup, M., & Breuning-Madsen, H. (2005). Optically stimulated luminescence dating of young estuarine sediments: a comparison with 210Pb anf 137Cs dating. Marine Geology, 251-268.
- Madsen, J. (1984). Status of the Svalbard Population of Light-Bellied Brent Geese (Branta bernicla hrota) witering in Denmark 1980-83. 181(119-124).
- Madsen, J., Reed, A., & Andrew, A. (1996). Status and trends of geese (Anser sp. and Branta sp.) in the world; a review, updating and evaluation. 13(337-353).

- Mariotti, G., & Fagherazzi, S. (2013). Critical width of tidal flats triggers marsh collapse in the absence of sea$_2$ level rise. 110(14), 5353–5356.
- Mertz, E. L. (1924). Oversigt over de sen- og postglaciale niveauforandringer i Danmark. Danmarks geologiske Undersøgelse II Række(Nr. 41), 49.
- Miljøportalen. (2021). Miljøportalen. Hentet fra https://arealinformation.miljoeportal.dk/html5/index.html?viewer=distribution
- Miljøstyrelsen - Habitatnøgle. (2016). Nøgle til identifikation af danske naturtyper på habitatdirektivet.
- Miljøstyrelsen. (2016). Habitatbeskrivelser årgang 2016 - Beskrivelse af danske naturtyper omfattet af habitatdirektivet.
- Miljøstyrelsen. (September 2021). Mijløstyrelsen . Hentet fra https://mst.dk/natur-vand/natur/artsleksikon/karsporeplanter/enkelt-maanerude/
- Miljøstyrelsen. (2021). Miljøstyrelsen. Hentet fra https://mst.dk/natur-vand/natur/national-naturbeskyttelse/3-beskyttede-naturtyper/arealopgoerelse/
- Miljøstyrelsen. (2021). Miljøstyrelsen - Natura 2000. Hentet fra https://mst.dk/natur-vand/natur/natura-2000/
- Naturbasen - Rørhøg. (Oktober 2021). Naturbasen - Rørhøg. Hentet fra (DOFbasen - Rørhøg, 2021)
- Naturbasen. (September 2021). Naturbasen. Hentet fra https://www.naturbasen.dk/art/249/klyde
- Naturstyrelsen. (14. 10 2014). www.naturstyrelsen.dk.
- Naturstyrelsen Fyn. (2018). Menneskeskabte strandenge på Vigelsø.
- Naturstyrelsen, M. (u.d.).
- Nielsen, L. H., & Johannessen, P. N. (2004). Skagen Odde – et fuldskala, naturligt laboratorium. Geologi - Nyt fra GEUS 1.
- Nielsen, N. (1935). Eine methode zur exakten sedimentationsmessung — studien über die marshbildung auf der halbinsel Skallingen (Årg. 4). . Det Kgl. Danske Videnskabernes Selvskab: Biologiske meddelelser XII.
- Novana – Brushane. (Oktober 2021). Novana. Hentet fra https://novana.au.dk/fugle/fugle-2016/ynglefugle/ynglefuglearter/brushane/
- Novana – Enkelt månerude. (September 2021). Novana. Hentet fra https://novana.au.dk/fileadmin/bioscience/Fagdatacentre/Biodiversitet/NOVANA_Naturtyper/Arter_Faelles/Karplanter/EnkeltMaanerudeFigur1.jpg
- Novana – Grønbroget tudse. (September 2021). Novana. Hentet fra https://novana.au.dk/fileadmin/bioscience/Fagdatacentre/Biodiversitet/NOVANA_Naturtyper/Arter_Faelles/PadderKrybdyr/GroenbrogetTudse2017Figur2Stor.jpg
- Novana – Klokkefrø. (September 2021). Novana. Hentet fra https://novana.au.dk/fileadmin/bioscience/Fagdatacentre/Biodiversitet/NOVANA_Naturtyper/Arter_Faelles/PadderKrybdyr/Klokkefroe2017Figur2Stor.jpg
- Novana – Klyde. (September 2021). Novana - Klyde. Hentet fra https://novana.au.dk/fugle/fugle-2018-2019/ynglefugle/ynglefuglearter/klyde/
- Novana – Løgfrø. (September 2021). Novana. Hentet fra https://novana.au.dk/fileadmin/bioscience/Fagdatacentre/Biodiversitet/NOVANA_Naturtyper/Arter_Faelles/PadderKrybdyr/Loegfroe2017Figur2Stor.jpg
- Novana – Løvfrø. (September 2021). Novana. Hentet fra https://novana.au.dk/fileadmin/bioscience/Fagdatacentre/Biodiversitet/NOVANA_Naturtyper/Arter_Faelles/PadderKrybdyr/Loevfroe2017Figur2Stor.jpg
- Novana – Rørhøg. (Oktober 2021). Novana. Hentet fra https://novana.au.dk/fugle/fugle-2012-2017/ynglefugle/ynglefuglearter/roerhoeg/
- Novana – Spissnudet frø. (September 2021). Novana. Hentet fra https://novana.au.dk/fileadmin/bioscience/Fagdatacentre/Biodiversitet/NOVANA_Naturtyper/Arter_Faelles/PadderKrybdyr/SpidssnudetFroe2017Figur2Stor.jpg
- Novana – Splitterne. (September 2021). Novana – Splitterne. Hentet fra https://novana.au.dk/fugle/fugle-2018-2019/ynglefugle/ynglefuglearter/splitterne/
- Novana – Springfrø. (September 2021). Novana. Hentet fra https://novana.au.dk/fileadmin/bioscience/Fagdatacentre/Biodiversitet/NOVANA_Naturtyper/Arter_Faelles/PadderKrybdyr/Springfroe2017Figur2Stor.jpg

- Novana – Stor vandsalamander. (September 2021). Novana. Hentet fra https://novana.au.dk/fileadmin/bioscience/Fagdatacentre/Biodiversitet/NOVANA_Naturtyper/Arter_Faelles/PadderKrybdyr/StorSalamander2017Figur2Stor.jpg
- Novana – Strandtudse. (September 2021). Novana. Hentet fra https://novana.au.dk/fileadmin/bioscience/Fagdatacentre/Biodiversitet/NOVANA_Naturtyper/Arter_Faelles/PadderKrybdyr/Strandtudse2017Figur2Stor.jpg
- Nygaard, B; Damgaard, C; Nielsen, K E; Bladt, J; Ejrnæs, R. (2016). Terrestriske naturtyper 2004-2015. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi.
- Nygaard, B; Ejrnæs, R; Fredshavn, J. R. (2021). Kortlægning af habitatnaturtyper 2019. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi.
- Paramor, O. A. (2002). Interactions between benthic macroinvertebrates and saltmarsh plants: consequences for saltmarsh restoration and the policy of managed realignment on the coast of S.E. England. PhD Thesis, University og London, London UK.
- Petersen, J. K., Timmermann, K., Bruhn, A., Rasmussen, M. B., Boderskov, T., Schou, H. J., . . . Flindt, M. R. (2021). Marine virkemidler: Potentialer og barrierer. DTU Aqua. DTU Aqua-rapport Nr. 385-2021.
- Pihl, S., Clausen, P., Laursen, K., Madsen, J., & Bregnballe, T. (2003). Bevaringsstatus for fuglearter omfattet af EF-fuglebeskyttelsesdirektivet. Faglig rapport fra DMU, nr. 462.
- Pihl, S., Clausen, P., Laursen, K., Madsen, J., & Bregnballe, T. (2003). Bevaringsstatus for fuglearter omfattet af EF-fuglebeskyttelsesdirektivet. Danmarks Miljøundersøgelser, Miljøministeriet.
- Pitter, E., Asbirk, S., & Ovesen, C. H. (2000). Handlingsplan for bevarelse af den truede planteart Gul Stenbræk Saxifraga hirculus. Miljø- og Energiministeriet, Skov -og Naturstyrelsen.
- Pontee, N. (2013). Defining coastal squeeze: A disussion. Ocean & Coastal Mangement (84), 204-207.
- Pontee, N. I. (2011). Reappraising coastal squeeze: a case study from North West England. Proceedings of the Institution of Cicil Engineers, Maritime Engineering Journal (164), 127-138.
- Prop, J., & Deerenberg, C. (6. February 1991). Spring staging in Brent Geese, Branta bernicla: feeding constraints and the impact of diet on the accumulation of body reserves. Oecologia, 87(19-28).
- Pye, K. (2000). Saltmarsh erosion in south east England: mechanisms, causes and implications. I B. R. Sherwood, B. G. Gardiner, & T. Harris (Red.), British Saltmarshes (s. 359-396). Westbury Publishing.
- Ranius, T., & Hedin, J. (2001). The dispersal rate of a beetle, Osmoderma eremita, living in tree hollows. Oecologica.
- Rannap, R; Markus, M; Kaart, T. (2013). Habitat use of the common spadefoot toad (Pelobates fuscus) in Estonia. Amphibia-Reptilia.
- Robinson, J. C., Gudmundsson, G., Boertmann, D., Merne, O., O'Briain, M., Portig, A., . . . Boyd, H. (2004). Light-bellied Brent Goose Branta bernicla hrota (East Canadian High Arctic population) in Canada, Ireland, Iceland, France, Greenland, Scotland, Wales, England, the Channel Islands and Spain 1960/61 - 1999/2000. Waterbird Review Series, The Wildfowl & Wetlands Trust/Joint Nature Conservation Committee, Slimbridge.
- Scalgo Live. (2021). Scalgo Live. Hentet fra https://scalgo.com/live/global?res=9783.93962050256&ll=-27.421874%2C30.297017&lrs=mapbox_basic%2Cglobal%2Fhydrosheds%3Adem&tool=zoom
- Schou, A. (1949). Atlas over Danmark: Landskabsformerne - Bind 1. Det Kongelige Danske Geografiske Selskab, H. Hagerup, København.
- Simas, T., Nunes, J. P., & Ferreira, J. G. (2001). Effects of global climate change on coastal salt marshes. 139, 1-15.
- Stanescu, F., Iosif, R., Szekely, D., Szekely, P., Rosioru, D., & Cogaliniceanu, D. (2013). Salinity tolerance in Pelobates fuscus (Laurenti, 1768) tadpoles (Amphibia: Pelobatidae). Travaux du Muséum National d'Historie Naturelle (56), 103-108.
- Stenberg, C., Støttrup, J., Dahl, K., Lundsteen, S., Göke, C., & Andersen, O. N. (2015). Ecological benefits from restoring a marine cavernous boulder reef in Kattegat, Denmark. DTU Aqua report no. 289-2015.

- Stolze, M., & Pihl, S. (1998). Gulliste 1997 over planter og dyr i Danmark. Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser, Skov- og Naturstyrelsen.
- Søgaard, B., Wind, P., Bladt, J. S., Mikkelsen, P., Therkildsen, O. R., Balsby, T. J., . . . Teilmann, J. (2016). Arter 2015. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi .
- Søgaard, B., Wind, P., Elmeros, M., Bladt, J., Mikkelsen, P., Wiberg-Larsen, P., . . . Teilmann, J. (2013). Overvågning af arter 2004-2011. Aarhus Universitet. DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi.
- Søgaard, B; Asferg, T. (2007). Håndbog om dyrearter på habitatdirektivets bilag IV - til brug i administration og planlægning. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet.
- Sørensen, C. S., Drønen, N. K., Knudsen, P., Jensen, J., & Sørensen, P. (2016). An Extreme Event as a Game Changer in Coastal Erosion Management. Journal of Coastal Research(75), 700-704. doi:10.2112/SI75
- Taylor, J. A., Murdock, A. P., & Pontee, N. I. (2004). A macroscale analysis of coastal steepening around the coast of England and Wales. The Geographical Journal, 170(3), 179-188.
- Thiron, J.-M. (2014). Salinity of the reproduction habitats of the Western Spadefoot Toad Pelobates cultripes (Cuvier, 1829) along the Atlantic Coast of France. Herpetozoa (27), 13-20.
- Thorsen, S. W., Holmer, M., Quintana, C. O., Valdemarsen, T., & Kristensen, E. (2021). Internal Nutrient Loading Controls Macroalgal and Cyanobacterial Succession in a Coastal Lagoon Restored by Managed Realignment of Agricultural Land. 8. Hentet fra https://doi.org/10.3389/fmars.2021.649360
- Thorup, O. (2003). Truede engfugle. Dansk ornitologisk Forening Projekt Truede og Sjældne Ynglefugle.
- Thorup, O. (2004). Breeding Waders in Europe - a year 2000 assessment.
- van der Pol, M. E., Brouweer, L., Krol, J., Maier, M., Exo, K.-M., Oosterbeek, K., . . . Koffijberg, K. (2010). Do changes in the frequence, magnitude and timing of extreme climatic events threaten the population viability of coastal birds? Journal of Applied Ecology (47), 720-730.
- Vestergaard, P. (2000). Strandenge - en beskyttet naturtype. Miljø- og Energiministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.
- Vestergaard, P. (2000). Strandenge – en beskyttet naturtype. Miljø- og Energiministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.
- Vestergaard, P., & Sand-Jensen, K. (2017). Naturen i Danmark - Det åbne land.
- Vittoz, P., Wyss, T., & Gobat, J. M. (2006). Ecological conditions for Saxifraga hirculus in Central Europe: A better understanding for a good protection. Biological Conservation.
- Voituron, Y., Paaschburg, L., Holmstrup, M., & Barré, H. (2008). Survival and metabolism of Rana arvalis during freezing. Journal of Comparative Physiology.
- Wallace, H. (1991). The development of Tristurus cristatus under osmotic stress. Roux's Archives of developmental biology (200), 58-60.
- Walls, S. C., Barichivich, W. J., & Brown, M. E. (2013). Drought, deluge and declines: The impact of precipitation extremes on amphibians in a changing climate. Biology (2), 399-418.
- Weston, N. B. (2013). Declining sediments and rising seas: An unfortunate convergence for tidal wetlands. Estuaries and Coasts, 37(1), 1-23.
- Wikipedia. (September 2021). Wikipedia. Hentet fra https://da.wikipedia.org/wiki/L%C3%B8gfr%C3%B8#/media/Fil:Pelobates_fuscus_fuscus.jpg
- Wind, P., & Pihl, S. (2004). Den danske rødliste. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. http://redlist.dmu.dk (opdateret april 2010).
- Aagaard, T., Nielsen, N., & Nielsen, J. (2008). Kystmorfologi. Museum Tusculanum.
- Aalborg Kommune. (2009). Indsatsplan for truede engfugle i Aalborg Kommune.

# BILAG A OMRÅDER UNDER KOTE 1,00 M

| KOMMUNE | AREAL FORAN DIGE/DÆMNING [KM2] | AREAL BAGVED DIGE/DÆMNING [KM2] | SAMLET AREAL [KM2] |
|---|---|---|---|
| Assens | 6,86 | 3,35 | 10,21 |
| Bornholm | 2,27 | 0,11 | 2,37 |
| Brøndby | 0,08 | 0,00 | 0,08 |
| Brønderslev | 5,45 | 0,00 | 5,45 |
| Dragør | 9,13 | 0,00 | 9,13 |
| Esbjerg | 7,03 | 9,42 | 16,44 |
| Fanø | 8,05 | 0,00 | 8,06 |
| Faxe | 3,03 | 0,00 | 3,03 |
| Fredensborg | 0,87 | 0,00 | 0,87 |
| Fredericia | 2,75 | 0,11 | 2,86 |
| Frederikshavn | 15,75 | 0,35 | 16,10 |
| Frederikssund | 13,68 | 1,17 | 14,85 |
| Fåborg Midtfyn | 4,35 | 0,47 | 4,82 |
| Gentofte | 0,39 | 0,02 | 0,41 |
| Greve | 0,51 | 0,00 | 0,51 |
| Gribskov | 0,50 | 0,00 | 0,50 |
| Guldborgsund | 30,85 | 8,20 | 39,05 |
| Haderslev | 10,51 | 0,00 | 10,52 |
| Halsnæs | 3,96 | 0,07 | 4,03 |
| Hedensted | 5,52 | 0,01 | 5,53 |
| Helsingør | 0,40 | 0,01 | 0,41 |
| Hjørring | 2,43 | 0,03 | 2,47 |
| Holbæk | 7,25 | 25,81 | 33,06 |
| Holstebro | 5,75 | 36,46 | 42,21 |
| Horsens | 9,84 | 0,09 | 9,94 |
| Hvidovre | 0,24 | 0,01 | 0,25 |
| Hørsholm | 0,10 | 0,00 | 0,10 |
| Ishøj | 1,65 | 0,02 | 1,67 |
| Jammerbugt | 131,98 | 0,07 | 132,05 |
| Kalundborg | 11,96 | 1,55 | 13,51 |
| Kerteminde | 11,08 | 4,58 | 15,66 |
| Kolding | 5,43 | 0,00 | 5,43 |
| København | 1,01 | 8,16 | 9,17 |
| Køge | 2,69 | 0,15 | 2,84 |
| Langeland | 9,42 | 6,90 | 16,32 |
| Lejre | 3,93 | 0,29 | 4,22 |
| Lemvig | 25,91 | 15,36 | 41,28 |
| Lolland | 96,18 | 35,23 | 131,41 |

| KOMMUNE | AREAL FORAN DIGE/DÆMNING [KM2] | AREAL BAGVED DIGE/DÆMNING [KM2] | SAMLET AREAL [KM2] |
|---|---|---|---|
| Lyngby Tårbæk | 0,05 | 0,00 | 0,05 |
| Læsø | 28,25 | 0,01 | 28,26 |
| Mariagerfjord | 32,13 | 0,00 | 32,13 |
| Middelfart | 9,72 | 0,80 | 10,51 |
| Morsø | 22,21 | 4,17 | 26,38 |
| Norddjurs | 19,19 | 15,52 | 34,72 |
| Nordfyns | 49,23 | 3,00 | 52,23 |
| Nyborg | 3,51 | 0,06 | 3,57 |
| Næstved | 14,92 | 2,10 | 17,02 |
| Odder | 11,92 | 0,29 | 12,20 |
| Odense | 4,37 | 5,80 | 10,18 |
| Odsherred | 46,67 | 14,04 | 60,71 |
| Randers | 26,26 | 15,24 | 41,50 |
| Ringkøbing Skjern | 0,99 | 149,21 | 150,20 |
| Roskilde | 2,32 | 0,00 | 2,32 |
| Rudersdal | 0,08 | 0,00 | 0,08 |
| Samsø | 6,67 | 0,06 | 6,74 |
| Skive | 20,19 | 8,26 | 28,45 |
| Slagelse | 26,81 | 1,78 | 28,59 |
| Solrød | 0,57 | 0,00 | 0,57 |
| Stevns | 1,10 | 3,38 | 4,49 |
| Struer | 9,51 | 0,04 | 9,54 |
| Svendborg | 8,75 | 1,89 | 10,64 |
| Syddjurs | 6,02 | 0,03 | 6,05 |
| Sønderborg | 7,18 | 0,03 | 7,21 |
| Thisted | 32,56 | 20,24 | 52,80 |
| Tønder | 37,32 | 57,52 | 94,84 |
| Tårnby | 17,06 | 21,92 | 38,98 |
| Vallensbæk | 0,06 | 0,36 | 0,42 |
| Varde | 17,89 | 6,92 | 24,81 |
| Vejle | 3,80 | 0,01 | 3,80 |
| Vesthimmerland | 23,89 | 0,62 | 24,51 |
| Viborg | 0,28 | 0,00 | 0,28 |
| Vordingborg | 63,56 | 6,99 | 70,55 |
| Ærø | 3,28 | 0,50 | 3,78 |
| Aabenraa | 1,41 | 0,13 | 1,54 |
| Aalborg | 64,18 | 0,15 | 64,33 |
| Aarhus | 4,43 | 0,10 | 4,53 |
| Total | 1087,14 | 499,20 | 1586,34 |