

Livsbetingelser for den vilde flora og fauna på braklagte arealer

- En litteraturudredning

Faglig rapport fra DMU, nr. 182

Bettina Mogensen
Jørn Pagh Berthelsen
Anna Bodil Hald
Kurt Hansen
Johnny Lund Jeppesen
Peter Odderskær
Jens Reddersen
Jesper Fredshavn
Afd. for Landskabsøkologi

Paul Henning Krogh
Afd. for Terrestrisk Økologi

Datablad

Titel:	Livsbetingelserne for den vilde flora og fauna på braklagte arealer	
Undertitel	- En litteraturudredning	
Forfattere:	Bettina Mogensen ¹⁾ , Jørn Pagh Berthelsen ¹⁾ , Anna Bodil Hald ¹⁾ , Kurt Hansen ¹⁾ , Johnny Lund Jeppesen ¹⁾ , Peter Odderskær ¹⁾ , Jens Reddersen ¹⁾ , Jesper Fredshavn ¹⁾ og Paul Henning Krogh ²⁾	
Afdelingsnavne:	Afdeling for Landskabsøkologi ¹⁾ Afdeling for Terrestrisk Økologi ²⁾	
Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU, nr. 182	
Udgiver:	Miljø- og Energiministeriet Danmarks Miljøundersøgelser©	
Udgivelsesår:	1997	
Redaktion:	Bettina Mogensen og Jesper Fredshavn	
Layout og korrektur:	Marianne Hoffmeister, Kirsten Zaluski, Bettina Mogensen	
Referee:	Vibeke Andersen, Skov- og Naturstyrelsen	
Bedes citeret:	Mogensen, B., Berthelsen, J.P., Hald, A.B., Hansen, K., Jeppesen, J.L., Odderskær, P., Reddersen, J., Fredshavn, J. & Krogh, P.H. (1997): Livsbetingelser for den vilde flora og fauna på braklagte arealer. - En litteraturudredning. Danmarks Miljøundersøgelser. 167 s. - Faglig rapport fra DMU, nr. 182. Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.	
Frie emneord:	Braklægning, brakmark, arealanvendelse, succession, livsbetingelser, pleje, pattedyr, vegetation, planter, leddyr, fugle	
Redaktionen afsluttet:	27. januar, 1997	
ISBN:	87-7772-309-0	
ISSN:	0905-815X	
Papirkvalitet:	90 g Cyclus offset	
Tryk:	Phønix-Trykkeriet A/S, Århus, Miljøcertificeret BS 7750	
Oplag:	800	
Sideantal:	167	
Pris:	125 kr. (incl. 25% moms, excl. forsendelse)	
Købes i boghandelen eller hos:	Danmarks Miljøundersøgelser Grenåvej 12 DK-8410 Rønde Tlf. 89 20 17 00 Fax 89 20 15 15	Miljøbutikken Information & Bøger Læderstræde 1 DK-1201 København K Tlf. 33 92 76 92 (information) Tlf. 33 37 92 92 (bøger)

Indhold

Forord 7

Sammenfatning 9

1 Indledning 14

- 1.1 Formål 14
- 1.2 Baggrund 14
- 1.3 Braklægning 15
- 1.4 EU's landbrugsreform 15
- 1.5 Landbrugsreformens markedsforanstaltninger 16
- 1.6 Landbrugsreformens ledsageforanstaltninger 19
- 1.7 Succession på brakmarker 19

2 Brakarealets anlæggelse 21

- 2.1 Tidspunkt for anlæggelse 21
- 2.2 Foregående afgrøde 23
- 2.3 Jordbehandling 23
- 2.4 Brakarealets frøbank 24
- 2.5 Selvetableret plantedække 26
- 2.6 Udsåede brakafgrøder 29
- 2.7 Brakvegetationens dækningsgrad 31
- 2.8 Specielle etableringsformer 32
- 2.9 Sammenfatning 36

3 Brakarealets placering 38

- 3.1 Brakarealets struktur 38
- 3.2 Brakarealets nabobiotoper 41
- 3.3 Jordbundsforhold 43
- 3.4 Sammenfatning 45

4 Brakvegetationens naturlige succession 46

- 4.1 Faktorer, der påvirker successionen 47
- 4.2 Successionsundersøgelser 49

- 4.3 Planternes strategier 50
- 4.4 Ændringer i livsvarighedsfordelingen 51
- 4.5 Artsdiversitet 53
- 4.6 Plantedækkets rumlige fordeling 56
- 4.7 Vegetationsudviklingen på næringsfattige jorder 57
- 4.8 Vegetationsudviklingen på næringsrige jorder 60
- 4.9 Ændringer i frøbanken 62
- 4.10 Sammenfatning 65

5 Brakvegetationen efter plejeindgreb 66

- 5.1 Slåning 66
- 5.2 Slåningshyppighed 68
- 5.3 Slåningstidspunkt 69
- 5.4 Det afslåede materiale 71
- 5.5 Græsning 72
- 5.6 Jordbehandling 76
- 5.7 Sammenfatning 76

6 Overjordiske leddyr 78

- 6.1 Braklægningens konsekvenser for leddyrfaunaen 79
- 6.2 Udviklingen af brakareals leddyrfauna gennem tid 83
- 6.3 Plejeforanstaltninger 85
- 6.4 Næringsniveauets betydning 88
- 6.5 Sammenfatning 89

7 Jordbundsfaunaen 90

- 7.1 Braklægningens konsekvenser for jordbundens leddyrfauna 90
- 7.2 Regnorme 91
- 7.3 Mikroleddyr 92
- 7.4 Sammenfatning 93

8 Fugle 94

- 8.1 Braklægning og fugle 94
- 8.2 Succession på brakarealer 95
- 8.3 Rotationsbrak 95
- 8.4 Den flerårige brakmark 99
- 8.5 Sammenfatning 102

9 Pattedyr 104

- 9.1 Småpattedyr 104
- 9.2 Muldvarp 107
- 9.3 Mosegris 108
- 9.4 Pindsvin 109
- 9.5 Hare og vildkanin 110
- 9.6 Rådyr 112
- 9.7 Krondyr 114
- 9.8 Små rovpattedyr 115
- 9.9 Ræv og grævling 117
- 9.10 Sammenfatning 119

10 Konsekvenser og anbefalinger 120

- 10.1 Enårig braklægning 120
- 10.2 Flerårig braklægning 125
- 10.3 Permanent braklægning 127

11 Videnshuller 134

12 Referencer 138

Danmarks Miljøundersøgelser 166

Faglige rapporter fra DMU/NERI technical reports

Forord

Emneafgrænsning

Der er mange, ofte modstridende interesser knyttet til de braklagte arealer: Natur- og miljømæssige, agronomiske, økonomiske, rekreative og jagtlige interesser. Udredningen søger at samle og give et overblik over den eksisterende viden om naturindholdet på braklagte arealer, så de afvejninger mellem forskellige interesseområder, der foretages i fremtiden, kan ske afbalanceret og tage forøget hensyn til agerlandets vilde flora og fauna.

Udredningen omfatter de egentlige brakarealer under EU's landbrugsreform samt de arealer, der braklægges i 20 år (permanent braklægning) under ledsageforanstaltningerne. Udredningen omfatter hverken udtagne arealer, der dyrkes med non-food afgrøder, de øvrige arealer under ledsageforanstaltningerne eller opgivne græsmarker.

Litteratursøgning

Udredningen er baseret på en bearbejdning af den tilgængelige nationale og internationale litteratur. Litteratursøgningen er foretaget med udgangspunkt i databaserne: Current Contents (CCAG) fra uge 40 i 1992 til uge 44 i 1995, BIOSIS (database for Biological Abstracts) fra januar 1989 til september 1995, samt AGRICOLE fra 1970 til 1994. Gennemgangen af den fundne litteratur er afsluttet 31. december 1995.

Udredningen er finansieret af Skov- og Naturstyrelsen og udført af Danmarks Miljøundersøgelser, Afdeling for Landskabsøkologi.

Sammenfatning

Livsbetingelserne for den vilde flora og fauna på braklagte arealer

Bettina Mogensen, Jørn Pagh Berthelsen, Anna Bodil Hald, Kurt Hansen, Johnny Lund Jeppesen, Paul Henning Krogh, Peter Odderskær og Jens Reddersen
Danmarks Miljøundersøgelser
Faglig rapport fra DMU, nr. 182

På foranledning af Skov- og Naturstyrelsen foretog Danmarks Miljøundersøgelser, Afdeling for Landskabsøkologi i 1995 et litteraturstudium med det formål at sammenskrive og vurdere den eksisterende viden om naturindholdet på braklagte arealer. Litteraturudredningen er tænkt som et opslagsværk, hvor brugere kan orientere sig om dels den forskning, der er udført indenfor braklægningsproblematikken, dels de forskningsopgaver, der mangler at blive løst.

Opbygningen af de enkelte kapitler er ikke standardiseret, men er betinget af de tilgængelige undersøgelsesresultater. I kapitlerne 2-9 præsenteres den aktuelle viden om braklægningens indflydelse på naturindholdet i agerlandet for organismegrupperne planter, led- dyr, fugle og pattedyr. Bettina Mogensen og Anna Bodil Hald er ansvarlige for udredningens botaniske del (kapitlerne 2-5), Jens Reddersen for kapitlet om overjordiske leddyr (6), Paul Henning Krogh, DMU's Afdeling for Terrestrisk Økologi, for kapitlet om jordbundens leddyr (7), Jørn Pagh Berthelsen og Peter Odderskær for kapitlet om fugle (8) og Kurt Hansen og Johnny Lund Jeppesen for kapitlet om pattedyr (9).

Kapitel 2 omhandler den aktuelle viden om forskellige anlægelses- metoders indflydelse på den vilde flora i agerlandet. Artssammen- sætningen i den unge brakvegetation afhænger bl.a. af følgende for- hold: Tidspunktet for anlæggelsen, den foregående afgrøde, anlæg- gelse som pløje- eller stubmark og etablering ved fremspiring af den tilstedeværende frøbank og de selvsprede arter eller ved ud- såning af en brakafgrøde. Udgangspunktet for successionen på braklagte arealer er et betydeligt indhold af næringsstoffer (specielt N, P og K), et højt pH, en artsfattig frøbank bestående af enårige ukrudtsarter og ofte en lang afstand til spredningskilder. Disse for- hold vanskeliggør udviklingen af natur- og halvkulturtyper såsom heder, overdrev og ferske enge på permanent braklagte marker. I rapporten er opstillet en række mulige metoder til at fremskynde reetablering af seminaturlig vegetation på brakmarker.

I kapitel 3 gennemgås konsekvenserne af brakarealernes placering. Flere undersøgelser har vist, at mange små brakarealer vil give en større samlet variation end få større arealer. Arealerne kan med

fordel anlægges som dyrkningsfrie bræmmer, og en placering op mod eksisterende halvkultur- eller andre naturområder udvider det eksisterende område og beskytter dette mod landbrugskemikalier. I områder med trævækst udviser brakarealerne en hurtig etablering af vedplanter på grund af det store frøload. En subjektiv placering har størst betydning ved permanent brak, hvor målet er en udvidelse af et naturområde. Nyetablerede brakmarker er på grund af den forudgående dyrkningstilstand jordbundsmæssigt mere ens end de naturgivne forudsætninger betinger. Derfor afspejler den etablerede brakvegetation først efter en årrække de geologiske forhold. Udskiftningen af dominerende arter i vegetationen på braklagte agerjorder forløber hurtigere på arealer med våd, næringsrig, og/eller leret jordbund. Etablering af vedplanter er foruden mængden af spiringsdygtige frø betinget af tilstedeværelsen af åbne pletter, hvori spiringen kan foregå. Alt andet lige må en vedplantevegetation derfor forventes at blive etableret tidligere på sandjord end på lerjord og lavbund.

Vegetationsudviklingen på braklagte marker behandles i kapitel 4. I de tidlige successionsstadier er forhold såsom jordens næringstilstand og frøbank samt anlægelsesmetoderne i høj grad bestemmende for hvilken pionervegetation, der fremspirer på arealet. Gennem det successive forløb vil vegetationens sammensætning i stigende grad afspejle de givne forhold, herunder klima, jordbund, nærings- og fugtighedsforhold. Forskelle i de ydre forhold betyder, at udviklingen på enhver mark er særegen og gennem successionsforløbet vil hastigheden i udskiftningen af de dominerende arter variere. Der er således fundet meget forskellige resultater vedrørende det tidspunkt i vegetationsudviklingen, hvor artsdiversiteten i plantedækket er højest. Successionen på braklagte marker forløber oftest fra stadier præget af ustabile forhold med mange næringsstoffer mod stadier præget af mere stabile og næringsfattige forhold. Vegetationen består derfor i starten af ruderalearter, der på næringsfattig jord erstattes af mere stresstolerante arter medens næringsrige jorder i højere grad præges af konkurrencedygtige arter. Vegetationsudviklingen forløber over et relativt kortvarigt stadie med enårige arter, over et mere eller mindre længerevarende stadie med to-flerårige arter, afløst af ungskov og kratvegetation, der i sidste ende erstattes af højskov. Flere undersøgelser har vist, at antallet af ukrudtsfrø i jordbunden er eksponentielt aftagende, hvis en yderligere frøsætning hindres efter dyrkningens ophør. Denne reduktion er størst i forstyrrede jorder. På brakmarker, hvor frøsætning ikke hindres, vil frøtæthederne i frøbanken i årene umiddelbart efter dyrkningsophør stige markant for nogle arter og aftage eksponentielt for andre.

Kapitel 5 omhandler effekten af plejeindgreb. Flere undersøgelser har vist, at en fuldstændig hindring af frøsætning på braklagte arealer forudsætter hyppige og tidlige slåninger. Ved længerevarende braklægning kan slåning skabe åben bund, så spiringsbetingelserne forbedres og efterfølgende opretholde en lysåben

vegetation, så flere arter har mulighed for at sætte frø. Under forudsætning af, at potentialet for en artsrig brakvegetation er til stede, dvs. en artsrig frøbank og/eller en rig forekomst af spredningskilder i den umiddelbare nærhed af arealet, kan den rette slåningspraksis forøge artsdiversiteten i plantedækket. Flere undersøgelser har vist, at fjernelse af det afslåede materiale øger artsdiversiteten i vegetationsdækket, men tillige kan forøge forekomsten af ukrudsarter. På tør kalkrig bund medfører afgræsning, at den naturlige succession ændres fra en tiltagende skovtilvoksning til udvikling af en mere overdrevslignende vegetation. Mange resultater indikerer, at denne udvikling tager mere end hundrede år. På tør morbund dannes der også huller ved afgræsning, men spiringsbetingelserne er så ringe, at hullerne ofte dækkes ved vegetative udløbere fra omgivelserne fremfor nyfremspiring af ruderalearter.

Artsdiversiteten stiger altså ikke så markant, men heterogeniteten på arealet øges ved forstyrrelserne. Jordbehandling af flerårige brakarealer ødelægger vegetationsdækket fuldstændigt og fastholder successionen i det ruderalear stadium.

I kapitel 6 præsenteres den aktuelle viden om braklægningens betydning for den overjordiske leddyrfauna. Flere undersøgelser har vist, at den strukturelle kompleksitet og plantedækkets udvikling og artssammensætning har stor betydning for leddyrfaunaens kvalitet og artsrigdom. Generelt er der en tendens til et større antal leddyrarter i brakmarker end i dyrkede marker, medens der er større variation i resultaterne vedrørende individantallet. Brakarealerne kan spille en meget vigtig rolle som overvintringssted, specielt ved en placering som udyrkede randzoner. Brakarealets beliggenhed i agerlandskabet har størst betydning for de overjordiske fritlevende leddyr ved flerårige udtagninger, idet pionerarterne har et højt spredningspotentiale. Gennem successionens forløb øges mængden af mikrohabitater for leddyrfaunaen. En brakvegetation bestående af flerårige urter, skaber et godt fødegrundlag for mange bestøverinsekter. Undersøgelser har tillige vist, at arternes reproduktionspotentiale og spredningsevne er faldende, medens artsrigdommen, individtætheden, størrelsesvariationen og den trofiske kompleksitet generelt er stigende gennem successionen. Generelt set vil en øget grad af forstyrrelser (slåning, græsning, gødskning, etc.) bevirke en ændring af faunasammensætningen i retning af den, der karakteriserer tidlige successionstrin, f.eks. sædskiftemarkerne, og dermed øge tætheden af de arter, der i forvejen er kendte for at være skadedyr i afgrøder. Artsrigdommen og artsdiversiteten af leddyr vil i al almindelighed aftage ved slåning og græsning - dog vil en moderat og skånsomt udført pleje være til gavn for leddyrfaunaen ved at fastholde et ungt, artsrigt og åbent successionsstadie.

Jordbundens leddyr omhandles i kapitel 7, hvor regnorme og mikroleddyr (springhaler og mider) er taget som eksempler på braklægningens betydning for denne organismegruppe. Ved længerevarende braklægning kan man observere en forøgelse i artsdiver-

siteten af mikroarthropoder og regnorme, medens enårige udtagninger af landbrugsjord kun i nogle tilfælde vil resultere i en højere artsdiversitet end dyrkede marker. Tætheden eller størrelsen af de eksisterende populationer i en mark, der braklægges, vil for mange arters vedkommende øges gennem flere år. For nogle arter kan tilvæksten det første år dog være negativ, afhængigt af jordbundstypen. Braklægning vil især via regnorme have en positiv indvirkning på jordbundskvaliteten herunder jordbundsstrukturen. Ligeledes kan braklægning have en positiv virkning på den efterfølgende opdyrkning ved at opformere populationer af jordboende nyttedyr.

Braklægningens betydning for agerlandets fugle gennemgås i kapitel 8. Artsrigdommen af fugle formodes at stige gennem successionsforløbet fra mark til skov. Den enårige brakmark kan, alt efter anlæggelse, placering og pleje være en værdifuld habitattype for en række agerlandsfugle. Ved naturlig fremspiring af spildfrø og ukrudtsfrø direkte i stubben, eller efter en let stubharvning, skabes der allerede i efteråret et attraktivt fourageringssted for mange af agerlandets fugle, der kan udnytte stubmarkerne vinteren igennem og i det tidlige forår. Det vurderes, at fuglene får det største udbytte af braklagte områder ved en meget varieret udformning og placering i landskabet. Specielt en placering som dyrkningsfrie bræmmer langs eksisterende småbiotoper vil have stor betydning for fuglene. Brakmarkens egnethed som levested afhænger ligeledes af arealets forbundethed med andre habitatstyper.

Fuglefaunaen på braklagte arealer er særdeles følsom overfor slåninger af plantedækket i yngleperioden. Ligeledes er tidspunktet for arealets afvikling af betydning for den naturmæssige gevinst ved enårige braklægninger. Længerevarende braklægning med pleje i form af slåning eller græsning vil være et nyttigt redskab til at retablere og udvide biotopstyper, såsom ferske enge, overdrev og heder, hvorved der skabes levesteder for en lang række fåtallige og spredt forekommende fuglearter.

I kapitel 9 er braklægningens betydning for flere pattedyrsarter/-artsgrupper behandlet. Enårige brakarealer med et stort indhold af blomstrende planter og fremspiring af spildkornsfrø vil være attraktive for mus, såsom skovmus, rødmus, brandmus og halsbåndmus, samt hare, rådyr og krondyr. Denne brakform er mindre velegnet som jagtmark for de små rovdyr. Jordbearbejdning før braklægningens start vil ødelægge dele af de underjordiske gangsystemer hos muldvarp og tildels mosegris. Uforstyrrede flerårige brakarealer vil fremme antallet af markmus, mosegris og pindsvin i agerlandskabet. Hvor høje plantearter dominerer vegetationen, kan der tillige være mulighed for bestande af mere skovlevende musearter, såsom dværgmus, alm. spidsmus og dværgspidsmus. De flerårige brakmarker er derfor også fine fourageringshabitater for både brud, lækat, ilder, husmår, ræv og grævling. Placering af brakarealet i tilknytning til træbevoksede biotoper, såsom skov,

levende hegn og småbevoksninger, er en fordel for muldvarp, pindsvin, mus, rådyr, krondyr samt ræv og grævling. Dyrkningsfrie randzoner vil formodentligt have en positiv effekt for harebestanden i det åbne land.

Litteraturgennemgangen er i kapitel 10 sammenfattet i dels en vurdering af de naturmæssige konsekvenser ved forskellige braklægningstyper, dels en række anbefalinger af hensigtsmæssige placeringer og metoder til anlæggelse og pleje af braklagte arealer, med henblik på at tilgodese naturindholdet.

Kapitel 11 indeholder en oversigt over en række forskningsområder, der ved litteraturgennemgangen har vist sig at være mangelfuldt belyst. Oversigten omfatter ikke en detaljeret beskrivelse af de enkelte projekter, der er foreslået, men er blot en liste over nogle af de vigtigste videnshuller.

1 Indledning

1.1 Formål

Udredningens formål

Ét formål med denne udredning er at samle og tilgængeliggøre den eksisterende viden om braklægningens indflydelse på naturindholdet på braklagte arealer, i de omgivende dyrkede marker og de efterfølgende marker i sædskiftet, samt belyse samspillet med planter og dyr i agerlandets småbiotoper og tilgrænsende naturområder. De naturmæssige konsekvenser af braklægning vurderes ud fra resultater opnået ved danske og udenlandske undersøgelser af brakmarker kombineret anden relevant viden, f.eks. resultater fra undersøgelser af dyrkningsfrie bræmmer og sprøjtefrie randzoner. Gennemgangen af den tilgængelige litteratur er sammenfattet i en række anbefalinger, der omfatter placering og metoder til anlægelse og pleje af brakmarker.

Et andet ikke mindre vigtigt formål med rapporten er at påvise huller i den nuværende viden, og at give eksempler på fremtidige forskningsområder, der kan bidrage til at opfylde disse huller.

1.2 Baggrund

Intensivering af landbrugsdriften

Der er gennem de sidste 30 år sket en betydelig intensivering af landbrugsproduktionen i Danmark (Jensen & Reenberg, 1980). Et forøget forbrug af pesticider og kunstgødning, et mere ensidigt afgrødevalg, forekomst af færre stubmarker, større marker med færre småbiotoper, inddragelse af arealer udenfor omdrift, f.eks. enge og overdrev, og en målrettet forædling har tilsammen forøget udbyttepotentialet og forhindret andet end de udsåede afgrøder i at trives på landbrugsarealerne (Jensen & Reenberg, 1980).

Konsekvenserne af dette har været indskrænkninger i agerlandets naturindhold, både mht. landskabelige helheder, enkeltbiotoper og eksistensmuligheder for den vilde flora og fauna. Undersøgelser påviser, at forekomsten af en lang række organismegrupper, med undtagelse af enkelte vanskeligt bekæmpelige skadedyr (f.eks. bladlus), er reduceret i denne periode (Hald & Reddersen, 1990).

Braklægningsordningens muligheder

Braklægningsordningen rummer mulighed for, igennem betydelige ændringer i arealudnyttelsen, at stoppe og i nogle tilfælde vende den negative udviklingstendens, der igennem de sidste 3 årtier har været observeret for mange af agerlandets arter.

1.3 Braklægning

Braklægning i perspektiv

I middelalderens trevangsdrift blev braklægning anvendt som en mulighed for at hindre dels udpining af jorden, dels opformering af sædskiftesygdomme og rodskrudderarter, f.eks. Ager-Tidsel, Mælkebøtte, Vand-Pileurt, Ager-Svinemælk, Lav Ranunkel og Kruset Skræppe (Jensen 1987). Braklægning har ikke været brugt i nævneværdig udstrækning i moderne driftsformer i de seneste århundreder, netop fordi det blev muligt at kontrollere de nævnte dyrkningsproblemer bl.a. ved brug af pesticider og kunstgødning.

Produktionsbegrænsende ordninger i EU

I 1987 vedtog EF en forordning, der havde til formål dels at begrænse landbrugsproduktionen, dels at fremme en mere miljøvenlig landbrugspraksis. Denne forordning blev implementeret i den danske lovgivning ved "Lov om støtte til forbedring af strukturen og effektivitet i jordbruget 1. november 1990" (forbedringsloven).

Lovgivningen omfattede en række tilskudsordninger herunder økonomisk kompensation for braklægning af landbrugsjord og ekstensivering af landbrugsproduktionen, f.eks. ved overgang til økologisk drift. Braklægningen startede med en ordning om femårig udtagning af landbrugsjord i 1991 og blev det efterfølgende år fulgt af en ordning om enårig udtagning. I produktionsåret 1991/92 blev der i alt braklagt 9.485 ha, hvoraf den enårige udtagning udgjorde 1.267 ha og den femårige udtagning udgjorde 8.218 ha, hvilket totalt set svarer til 0,3% af det samlede landbrugsareal.

1.4 EU's landbrugsreform

Landbrugsreformens baggrund

I maj 1992 vedtog EF's ministerråd reformen af den fælles europæiske landbrugspolitik omtalt som "MacSharry-reformen". Bag reformen lå der først og fremmest økonomiske overvejelser. I 1980'erne havde de hidtidige prisgarantier medført voldsom produktionstigning som følge af en stadig mere intensiv produktion. Den stigende produktion af landbrugsvarer skulle afsættes til større og større interventionslagre eller til et allerede overforsynet verdensmarked gennem eksport med betydelige økonomiske tab. Priseniveauet på de støtteberettigede afgrøder tilskyndede en mere og mere intensiv produktion og en dermed stigende belastning af natur og miljø. Reformens hovedformål var således at nedsætte produktionen og gradvist fjerne prisstøtten. Et afgørende middel hertil var en omlægning af støtteordningerne fra prisgaranti til indkomstgaranti, idet tilskuddet knyttedes til arealer fremfor til produkter. Reformen har, foruden at skabe markedslige vægt og en mere stabil indkomst for landbruget, til formål at fremme en mere natur- og miljøvenlig drift af landbrugsarealerne.

Reducering af landbrugsproduktionen

Landbrugsproduktionen kan principielt reduceres på to måder: enten ved at producere mindre pr. hektar på det samme landbrugsareal, eller ved at producere det samme pr. arealenhed, men på et mindre landbrugsareal. Den første måde medfører en generel ekstensivering af driften, den anden indebærer enten en braklægning eller en ændring af produktionen til andre afgrødetyper, der ikke påvirker EU's overskudsproduktion, f.eks. non-food afgrøder. EF's ministerråd valgte den sidstnævnte metode og omlægningen medførte, at støttepriserne for korn nedsattes med ca. 30% over tre år. Som kompensation for prisnedsættelsen får landbrugerne en gradvis stigende hektarstøtte for arealer, som var i omdrift pr. 31. december 1991, med den forpligtigelse, at en vis procentdel af det dyrkede areal med støtteberettigede afgrøder (basis-arealet) braklægges.

Opfølgende ændringer

Siden landbrugsreformens indførelse i 1992 er der foretaget adskillige ændringer i reglerne. Reformen indeholder foruden de egentlige braklægningsordninger (markedsforanstaltningerne), der er 100% EU-finansieret, en række ledsageforanstaltninger, som er 50% nationalt finansieret.

1.5 Landbrugsreformens markedsforanstaltninger

Reformens markedsforanstaltninger

Under reformens markedsforanstaltninger er landbrugeren fra og med 1996 forpligtiget til at braklægge en nærmere angivet procentdel af det dyrkede areal med støtteberettigede afgrøder (f.eks. korn, raps, ærter), hvis hektarstøtten ønskes. Der kan vælges mellem at lade brakarealet indgå i sædskiftet (rotationsbrak), eller at udtage det samme areal i flere på hinanden følgende år (flerårig braklægning). Hidtil har en flerårig braklægning krævet udtagning af en større procentdel af det dyrkede areal end ved enårige braklægninger, men fra høsten 1996 er udtagingsprocenten for en- og flerårige udtagninger ens. Der kan ved frivillig merudtagning ydes hektarstøtte til arealer, der udgør op til 21,6% af det samlede støtteberettigede areal. I 1995 blev der totalt udtaget 15.717 ha landbrugsjord ved frivillig merudtagning (Tabel 1). Det samlede braklagte areal var i 1995, hvor udtagingsprocenten udgjorde 12%, på 212.187 ha (excl. arealer med non-food afgrøder). Af det samlede braklagte areal var 91% udlagt som flerårig brak (Tabel 1).

Valg af braklægningsvarighed

Ud fra en spørgerunde hos planteavlskonsulenter oplyses det, at rotationsbrak vælges på ejendomme med ensartet jord, hvor der ønskes braklagt mindst muligt. Flerårig braklægning anvendes mest, hvor der er varierende bonitetsforhold eller marginale småarealer, der kan være fjerntliggende, dårligt arronderede, ukurante eller med vanskelige dyrkningsforhold (f. eks. kuperede eller vandlidende).

Tabel 1. Fordeling (i ha) af enårig, flerårig og permanent braklagte arealer i 1995, hvor udtagningsprocenten var hhv. 12 og 15% for enårig og flerårig braklægning. Efter Landbrugs- og Fiskeriministeriet (1996).

	Enårig (12%)	Flerårig (15%)	Permanent	Total
Almindelig udtagning	45.304	193.275		238.579
Frivillig merudtagning	2.896	12.746	75	15.717
Samlet udtagning	48.200	206.021	75	254.296
Non-food	29.128	12.981		42.109
Samlet udtagning excl. non-food	19.072	193.040	75	212.187

Reformregler

I Danmark gælder en række regler om anlæggelse, opretholdelse og pleje af plantedækket på braklagte arealer (Landbrugs- og Fiskeriministeriet 1995). Eksempler på disse regler er givet i tabel 2 og vil blive belyst nedenstående.

Tabel 2. Skema over nogle af de gældende regler i 1996, ved dyrkning af hhv. vinter- (*) og vårafgrøder (#) efter udtagningsperiodens ophør. Efter Landbrugs- og Fiskeriministeriet (1995).

Udtagningsperioden	15/1	31/8
Der må ikke sprøjtes, gødes eller vandes	1/10	14/7* 31/8#
Etablering af plantedække samt eftersåning	1/10	
Jordbehandlinger ikke tilladt	1/10	15/7* 20/10#
Slåning som hovedregel ikke tilladt		1/5 31/6
Græsning	1/9	15/1

Udtagningsperiode

Ved enårig braklægning skal de udtagne arealer forblive ude af omdrift i perioden 15. januar til 31. august. Flerårige brakarealer er ude af omdrift fra 15. januar det første år til 31. august det femte år. I udtagningsperioden må der hverken anvendes plantebeskyttelsesmidler, gødskning eller kunstvanding på braklagte arealer, men påvirkninger i form af dræning, planering eller tilførsel af grus, sand og jord fra jordbrugerens egen bedrift er tilladt.

Brakmarker til udtagning

Marker, der udtages, skal være mindst 0,3 ha store og mindst 20 m brede. Mindre jordlodder kan inddrages i det braklagte areal, hvis de er varigt afgrænsede af f.eks. veje, mure, hegn, vandløb eller naboskel, som hindrer sammenlægning med andre marker.

Efter brakperiodens udløb

Mekanisk jordbearbejdning efter brakperiodens udløb kan påbegyndes fra 20. oktober. Såfremt der efter udtagningsperioden ønskes etableret en vinterafgrøde, kan jordbehandling, tilsåning og gødskning påbegyndes fra 15. juli.

Brakvegetationens sammensætning

I Danmark er der krav om "grøn brak", hvilket betyder, at arealerne skal holdes plantedækket fra senest 1. oktober i året forud for udtagningsperioden. Brakafgrøden kan bestå af enten græsarter i renbestand, græsarter i blanding med højst 25% bælgeplanter eller kulturplanter, andre arter, der er godkendt af EU-direktoratet (Vejledning for høst 1997, Bilag I), eller vinterfaste plantearter, men ikke egentlige vedplanter. Ingen plantearter, bortset fra græs, må udsås i renbestand og de må ikke udgøre mere end 25% af normal udsædsmængde. Fra 1996 er det foreløbigt tilladt at etablere plantedækket på grundlag af fremspirede spildfrø fra tidligere dyrkningsår, dvs. selvetableret plantedække. Men denne etableringsform er kun tilladt ved en frivillig merudtagning af landbrugsjord på maksimalt 5% af basisarealet.

Ved flerårig braklægning er det tilladt at udså en brakafgrøde af f.eks. vildt- eller bivenlige arter oveni det eksisterende plantedække, når det sker uden at pløje eller omså arealet. Brakarealer med sparsomt og usammenhængende plantedække skal ved flerårig udtagnings eftersås hvert år inden 1. oktober.

Slåning af brakvegetationen

Plantedækket kan slås i løbet af udtagningsperioden, men må kun slås i perioden 1. maj til 30. juni hvis plantedækket gennem hele foråret er holdt kort ved gentagne slåninger. På arealer, hvor udtagnings ophører pr. 31. august, skal plantedækket slås i løbet af august, medmindre der efter 15. juli er sket mekanisk jordbearbejdning med henblik på etablering af vinterafgrøde. Det afslåede materiale må ikke anvendes til landbrugsmæssige formål, men må benyttes til brændsel.

Græsning

Braklagte arealer må ikke anvendes til græsning eller dyrkning af dyrefoder. Men ved rotationsbrak tillades græsning fra 1. september og brakperioden ud (dvs. til den 15. januar), hvis plantedækket er slået senest 15. august.

Overførsel af udtagningspligt

Udtagningspligten kan overføres til andre landbrugsproducenter inden for en afstand af 20 km. I to situationer gives der dispensation for afstandskravet. Det gælder dels i de områder, som amterne har udpeget som "Særligt Følsomme Landbrugsarealer" (SFL-områder) og dels for producenter med harmoniproblemer, dvs. hvis braklægning kan skabe et misforhold mellem antallet af husdyr og det dyrkede areals størrelse.

1.6 Landbrugsreformens ledsageforanstaltninger

Tre typer ledsageforanstaltninger

Til reformen er knyttet en række ledsageforanstaltninger med frivillige ordninger inden for tre områder: Skovbrugsforanstaltninger, miljøvenlige jordbrugsforanstaltninger og en op-hørsordning for landmænd.

Særligt følsomme landbrugsområder

I april 1994 trådte reglerne om de miljøvenlige produktionsmetoder i kraft, og et væsentligt element i disse regler er målretningen af indsatsen i områder, som amterne har udpeget som "Særligt Følsomme Landbrugsområder" (SFL-områder), hvoraf der er udpeget i alt ca. 350.000 ha (Landbrugs- og Fiskeriministeriet 1996). Disse miljøvenlige jordbrugsforanstaltninger omfatter tilskud til

- 1) økologisk landbrugsproduktion,
- 2) nedsættelse af kvælstoftilførslen med 40% i forhold til det opgjorte behov,
- 3) etablering af sprøjtefri randzoner af mindst 12 m bredde,
- 4) opretholdelse af græsarealer uden for omdriften,
- 5) udlæg af italiensk rajgræs i korn-afgrøder med henblik på at reducere kvælstofudvaskning fra kornmarker,
- 6) 20-årig udtagning af agerjord (permanent braklægning) (Landbrugs- og Fiskeriministeriet 1996).

Fra 1997 kommer der en ny programpakke for de miljøvenlige jordbrugsforanstaltninger, der bl.a. indeholder flere 20-årige ordninger samt egentlige naturplejeordninger.

20-årig udtagning

Den 20-årige udtagning er i første omgang gennemført i de tre nordjyske amter: Nordjylland, Viborg og Århus, hvor de første kontrakter blev indgået i 1994 (18 ha). I 1995 var det samlede udtagne areal 75 ha (se tabel 1).

Etablering af naturområder

Ifølge § 47 stk. 1 i Landbrugsministeriets bekendtgørelse nr. 251 af 11. april 1994 skal 20-årige udtagne arealer anvendes til etablering af naturområder og biotoper, herunder overdrev, skov, søer og vandhuller. De udtagne arealer kan plejes ved afgræsning med heste eller drøvtyggere på betingelse af, at der ikke gives supplerende foder i græsningsperioden.

1.7 Succession på brakmarker

Tre hovedtyper

På en successiv skala kan de braklagte arealer placeres som en glidende og gradvis overgang mellem dyrkede marker og udyrkede naturlige biotoper. Afhængig af deres placering, anlæggelse og pleje kan brakmarkerne fungere som vokse- og levesteder for plante-, insekt-, fugle- og pattedyrarter fra både dyrkede og udyrkede områder. Naturindholdet på en brakmark er betinget af, hvor længe arealet ligger uforstyrret hen. Brakmarkerne kan hensigtsmæssigt

opdeles i tre hovedtyper efter brakperiodens varighed: Enårige, flerårige (<1 år) og permanente (>20 år) brakmarker.

Hvad er succession?

Succession kan defineres som kontinuerte, retningsbestemte ændringer af et samfunds artssammensætning og struktur gennem tid. I et successionsforløb afløser det ene samfund det andet i perioder af varierende varighed, ved dels en gradvis udskiftning af arter, dels ændringer i de etablerede arters relative forekomster (Pickett et al. 1987).

Vegetationens udvikling

Forskellige successionsstadier er defineret ved vegetationens artsammensætning og de dominerende plantearters struktur (se figur 1). Faserne i successionsforløbet på braklagte og opgivne marker beskrives af mange forfattere med ændringer i vegetationens dominerende livsform. Umiddelbart efter dyrkningsophør dominerer de ruderale arter, hovedsageligt enårigt ukrudt, men også enkelte robuste flerårige arter. Allerede efter et år ses en begyndende dominans af to- og flerårige plantearter, der vokser langsommere, men til gengæld er mere konkurrencedygtige, og i de efterfølgende år ses en progressiv stigning i antallet af flerårige græsser og urter. Efter et stadium af meget varierende længde, men med dominans af flerårige græsser og urter, følger opvækst af buske og træer. Denne sekvens er typisk for mange sekundære successioner på opgivne marker, selvom tidspunkterne for et skifte i den fremherskende livsform varierer fra succession til succession.

2 Brakarealets anlæggelse

Lovmæssige krav til brakarealets anlæggelse

Ved anlæggelse af et brakareal er der en række lovmæssige krav, der skal opfyldes. I Danmark er der p.t. krav om grøn brak, hvilket vil sige, at det braklagte areal i hele aftaleperioden skal holdes dækket af planter. Et plantedække skal således være anlagt senest 1. oktober forud for udtagningsperioden, og ved etableringen skal der som hovedregel udsås en lovbefalet blanding af først og fremmest græsarter med et indhold på højst 25 % bælgeplanter. Udsåningen af en godkendt brakafrøde har bl.a. til hensigt at sikre et tæt plantedække, der hindrer udvaskning af næringsstoffer. Ved frivillig udtagning af en større procentdel af det dyrkede areal er der fra 1995 mulighed for, at plantedækket på det frivilligt braklagte areal kan anlægges ved naturlig fremspiring af frø fra jordens frøbank (spildkorn og ukrudtsfrø) og selvspredte arter fra omgivende marker og naturarealer.

Forhold, der har betydning ved anlæggelsen

Ved valg af anlæggelsesmetode og -tidspunkt er der mulighed for at påvirke udviklingen af plantedækket på arealet, således at en række vilde planter og dyrs habitatkrav opfyldes bedst muligt. Brakvegetationens etablering er afhængig af de foregående års afgrøder og dyrkningsmetoder, tidspunkt og metode for jordbearbejdning og eventuel udsåning af en brakafrøde. De foregående års afgrøder og deres pasning har betydning for tilstedeværelsen af spiringsdygtige frø i jorden, både af spildkorn og af ukrudtsarter. Jordens tilstand efter den forudgående afgrøde, f.eks. som ubearbejdet, harvet eller fræset stubmark eller pløjet jord, har indflydelse på spirings- og etableringsmulighederne for både spildkorn, frøbankens frø samt fra en evt. udsået brakafrøde.

2.1 Tidspunkt for anlæggelse

Efterårsetablering er mest almindelig

De dominerende arter i pionervegetationen er i høj grad bestemt af hvilket tidspunkt af året den sidste jordbehandling finder sted (Keever 1950). Da der p.t. i Danmark er krav om etablering af et plantedække på de braklagte arealer senest 1. oktober, er efterårsetablering den mest almindelige praksis. Som udgangspunkt vil den vilde flora således primært bestå af efterårsspirende arter. Ifølge Rusch (1988) favoriseres de sommerannuelle arter af en kort og forholdsvis åben vegetation, medens de vinterannuelle arter er knyttet til arealer med blotlagt jordbund og er afhængig af vegetationsløse huller. Flerårige urter spirer hovedsageligt om foråret og i mindre grad sommer og efterår.

Forårs- kontra efterårsetablering

Ifølge Andreasen (1991) findes det største antal vilde plantearter i forårssåede marker. Opgives dyrkningen om foråret, vil sommerannuelle arter, f.eks. Hvidmelet Gåsefod, Lugtløs Kamille, Snerle-

Pileurt og Vej-Pileurt, dominere, medens vinterannuelle arter, f.eks. Ager-Rævehale, Gold Hejre, Vindaks, Blød Storkenæb og Gåsemad, vil være fremherskende ved dyrkningsophør om efteråret. Clarke og Froud-Williams (1989) fandt også, at de dominerende ukrudtsarter på marker braklagt efter dyrkning af vinterhvede var efterårsspirende arter. Tramer (1975) registrerede en overvægt af sommerenårige arter i vegetationen den første sommer, efter at den nyligt opgivne mark var pløjet i oktober, hvilket kunne tyde på dårlige etableringsbetingelser i efterårsperioden. Hvis plantedækket er noget åbent i forårsperioden, vil også forårsspirende arter kunne etablere sig i pionervegetationen. Arter som Ager-Stedmoderblomst, Hyrdetaske og Vår-Brandbæger vokser frem på alle tider af året (Andreasen 1991). Hovedparten af det enårige bredbladede ukrudt er sommerannuel (Froud-Williams 1988).

Tidspunktets betydning for tæthederne

I det første forsøgsår registrerede Smith og MacDonald (1992) en meget sparsom forekomst af Gold Hejre i randzoner med selveta- bleret plantedække. Det hænger sammen med, at jordbehandlingen om foråret ødelagde frøplanter af Gold Hejre, der er efterårsspirende. Ved en sammenligning af arealer, hvor udsåningen af brak- afgrøder er foretaget i hhv. forår og efterår, fandt Lechner et al. (1992) kun en lille forskel i den fremspirede ukrudtsfloras artssam- mensætning den følgende sommer. Ukrudtstætheden var dog størst ved etablering af plantedække om efteråret, idet de efterårsspirende arter blev destrueret i forbindelse med den forudgående jordbe- handling ved såningen i foråret. I en undersøgelse af otte brakmar- ker fandt Melander (1994), at på marker med efterårsjordbehand- ling er overlevelsen af de vinterannuelle arter afgørende for plan- teproduktionens størrelse, og dermed på den mængde ukrudtsfrø, der kan produceres i løbet af en enårig brakperiode, idet fremspi- ringen om foråret er forsvindende lille.

Betydningen for artssam- mensætningen

En undersøgelse af 10 opgivne marker viste, at opgivelsetidspunk- tet (forår/efterår) har en klar indflydelse på vegetationens artssam- mensætning i de første fire år efter dyrkningsophør (Myster & Pic- kett 1988). Dette er i overensstemmelse med Small et al. (1971), der fandt, at de arter, der har en betydelig frøspredning på jordbear- bejdningstidspunktet fremmes i højere grad. De fandt således, at vegetationen på de nyligt opgivne marker i New Jersey, der blev pløjet i april og maj medførte en øget frekvens af hhv. Hvidmelet Gåsefod og Pileurt spp. og Bynke-Ambrosie, medens marker med juni-pløjninger havde den største forekomst af Mælkebøtte og Rødknæ, hvis frøspredning er maksimal på dette tidspunkt.

Faldende betydning gen- nem successionen

Efter udvikling af en pionervegetation i de første par år er det se- nere successionsforløb kun i ringe grad påvirket af tidspunktet for den sidste forstyrrelse (Keever 1979). Det må således antages, at det fortrinsvis er på de enårige og tildels de flerårige brakmarker, at der vil kunne registreres en effekt af varierende anlæggelsestidspunk- ter.

Den foregående afgrøde har betydning for pionervegetationen

2.2 Foregående afgrøde

Betydningen af den foregående afgrøde er dels som leverandør af spiringsdygtige frø, og dels i form af den struktur og det næringsindhold, den efterlader i jorden. Tramer (1975) vurderer, at effekten af den tidligere afgrøde på variationen i de dominerende arter på nyligt opgivne marker i højere grad skyldes tidspunktet for udsåning, jordbehandling og høst end selve afgrøden. Welch (1994) konkluderede i sine undersøgelser af 23 enårige brakmarker efter varierende afgrøder, at den dyrkede afgrøde året inden braklægningen ikke havde nogen målbar betydning for vegetationens sammensætning. Han mener derimod, at behandlingsformen over de sidste mange år før braklægningen kontrollerer frøbanken og ukrudtsfloraen. Dette er i modsætning til Prach (1985), der mener, at typen, varigheden og regelmæssigheden af den tidligere dyrkning har stor betydning for vegetationsudviklingen umiddelbart efter dyrkningsophør. Afgrøder, der dækker jordoverfladen dårligt, f.eks. de fleste rækkeafgrøder såsom roer, majs og mange grøntsager samt ærter, giver gode etableringsmuligheder for den vilde flora, og hvis ukrudtsbekæmpelsen samtidig er ringe, giver det mulighed for en stor produktion af spiringsdygtige frø. Braklægning efter dyrkning af disse afgrøder, vil derfor give den mest artsrige pionervegetation (Welch 1994).

2.3 Jordbehandling

Brakmarker efterladt som stub- eller pløjemarken

Jordbehandling har en afgørende betydning i forhold til spiringsbetingelserne for både udsåede frø og for frøbankens frø. De fleste frø kræver en god kontakt til jordoverfladen for at blive tilstrækkeligt opfugtede, og til gengæld vil for dyb lejrning i jorden forhindre de fleste småfrøede arter i at spire. Etablering af brakvegetationen direkte i den foregående afgrødes stub uden jordbehandling vil kun tillade de øverste frø at spire, og dermed hovedsageligt de frø, der er efterladt på jordoverfladen i løbet af den sidste dyrkningsperiode, enten fra afgrøden (spildkorn) eller fra ukrudtet. Marker, der efterlades i stub, er karakteriseret ved en høj forekomst af arter med svag frøhvile og ringe overlevelsessevne i frøbanken, eksempelvis mange to-flerårige urter fra omgivelserne (Lorenzen 1988). Direkte såning i stubben efterlader et relativt groft og uensartet såbed, der ikke er egnet for de fleste småfrøede græsblandinger (Andersen 1976). Hvis marken pløjes efter den foregående afgrøde, vil pløjelaget opblandes, og arter fra jordens frøbank, der er karakteriseret ved en udpræget spirehvile og kortere eller længere overlevelsestid, vil udgøre en større del af vegetationen (Roberts 1984, Roberts & Potter 1980 cf. Jacobsen & Melander 1994). Ofte kræver disse arter en lyspåvirkning for at bryde spirehvilen, hvilket opnås ved kultivering af jordbunden. En dybere jordbearbejdning vil ofte reducere forekomsten af spildfrøplanter (Clarke 1993). På agerjord, der kun har været i dyrkning i kort tid, kan en indledende reolpløjning skabe spiringsmuligheder for overlevne frø fra før opdyrkningen.

De nye fredmarker på Vorsø

Ved sammenligning af stub- og pløjemarken i de første fire år efter dyrkningsophør af de nye fredmarker på Vorsø fandt Lorenzen (1982) et betydeligt større antal spiringsdygtige frø i de øverste fem cm af jordbunden, hvor der ikke var foretaget en jordbehandling forud for udtagningen. Umiddelbart efter dyrkningsophør var den floristiske similaritet mellem stubmarks- og pløjemarksfladerne lav, men allerede det tredje år havde den geografiske placering en større betydning for vegetationens sammensætning end, hvorledes marken blev opgivet. Fra andet til fjerde år efter dyrkningsophør registrerede Lorenzen (1982) en betydeligt større overjordisk biomasse, hvor arealet var efterladt som pløjemark end som stubmark. Lorenzen noterede endvidere en meget tidlig dominans af Gederams på forsøgsselter udlagt på stubmark. Gederams har en kort overlevelse i frøbanken, og de knopskydende rødder kan ikke overleve regelmæssig jordbehandling, hvorfor arten er afhængig af frøkilder i omgivelserne. En anden art, han fandt dominerende på stub, var Lugtløs Kamille, i modsætning til Haremad, der dominerede på pløjet jord.

Forskelle i artssammensætningen mellem stub- og pløjemarken

Ved sammenligning af enårig brakvegetation på hhv. stubmark og pløjemark fandt Welch (1994) tydelige forskelle i enkelte arters forekomster. Hvor braklægningen var indledt uden jordbehandling manglede arter som Tusindfryd, Alm. Hvene og Fløjlsgræs, medens Alm. Hanekro, Skive-Kamille, Vej-Pileurt, Fersken-Pileurt, Alm. Spergel, Alm. Fuglegræs og Ager-Stedmoderblomst var hyppigere forekommende. Welch (1994) fandt i de samme undersøgelser af 23 enårige brakmarker, at flere arter, bl.a. Hvidmelet Gåsefod, Alm. Hanekro, Krumhals, Skærm-Vortemælk, Fersken-Pileurt, blev betydeligt højere på pløjet jord end på stubmarker.

Bynke-Ambrosie hyppigere ved jordbehandling

Ifølge Bazzaz (1968) er Bynke-Ambrosie hyppigere forekommende i vegetationen på marker, der opgives efter en jordbehandling tidligt i vækstsæsonen. Det hænger sammen med, at Ambrosie-frøene, der har behov for en kuldepåvirkning for at kunne spire, eksponeres for lys og en lavere CO₂-koncentration, samtidig med at spiringsforholdene forbedres ved at rosetter fra de efterårsspirende arter fjernes.

2.4 Brakarealets frøbank

Fremspiring fra frøbank og selvspredte arter

Udgangspunktet for fremspiringen på braklagte arealer er jordbundens indhold af ukrudts- og afgrødefrø fra de tidligere års dyrkning, eventuelle frø fra vegetationsdækket inden opdyrkning samt frø fra omgivende naturarealer/marker. Endelig er der også et indhold af vegetative formeringsorganer i form af knopskydende rødder og jordstængler fra rod ukrudtsarter. Ifølge Fisher et al. (1992) er jordens frøbank, der afspejler arealets dyrkningshistorie, herunder specielt ukrudtsbekæmpelsen, den vigtigste faktor for den tidlige vegetationsudvikling på selvetablerede braklagte marker. Udsåning af brakafgrøder tilfører jordoverfladen store mængder af konkurrencesterke frø, der reducerer frøbankens spirings- og etableringsmuligheder.

Ændringer i frøbankens tætheder

Jordens frøbank, puljen af levedygtige frø, er dynamisk. Tilførsel af frø til jorden sker som følge af produktion og spredning af frø fra planter på eller udenfor arealet, mens fraførsel sker ved prædation, sygdom, naturligt henfald og spiring (Fenner 1985). Ændringerne i en arts tæthed i frøbanken afhænger af 1) tilførslen af frø fra arealet og fra omliggende arealer, 2) frøfysiologien (herunder evt. spirehvile), 3) frøenes overlevelsessevne i jord, samt 4) spiringsbetingelserne (temperatur, fugtighed, lysforhold ved jordoverfladen m.m.). Forstyrrelser af jordbunden (harvning, pløjning, muldskud m.m.) fremmer eksponeringen af frø ved jordoverfladen og dermed de potentielle spiringsmuligheder. Samtidig inkorporeres nyfaldne frø i frøbanken til senere eksponering.

Korrelationen mellem frøbank og vegetation

Hvor der på opgivne agerjorder findes en righoldig frøbank vil vegetationsdækket i mange år efter braklægningsens start udgøres af frøbankens arter (van Borstel 1974, Bornkamm & Hennings 1982, cf. Schmidt 1988). Der er imidlertid ikke altid en god korrelation mellem artssammensætningen i frøbanken og den resulterende vegetation (Thompson & Grime 1979, Fenner 1985, Roberts & Vankat 1991, Jensen & Kjellsson 1995). Ligeledes er der ofte en dårlig korrelation mellem den relative andel af arternes frø i frøbanken og den tilsvarende forekomst i den overjordiske vegetation. Der er flere årsager hertil. I uforstyrret jord er frøbanken meget heterogent fordelt i jordprofilen med en stor koncentration af frø i de øverste jordlag. I forstyrret jord opblandes lagene, og forskellene udjævnes. Det er under alle omstændigheder kun frøene i de øverste jordlag, der har mulighed for at spire og etablere sig. Frøene i frøbanken består af en heterogen blanding af frø med forskellige grader af vitalitet fra døde til fuldt vitale frø og forskellige grader af spirehvile fra fuld spirehvile til spiringsvillige frø. Afhængig af spiringsbetingelserne er det en større eller mindre del af de potentielt spiringsdygtige frø, der kan spire, og kun i det omfang, der tages højde herfor i frøbanksundersøgelserne, vil der være en sammenhæng mellem forekomsten af frø i jorden og forekomsten af etablerede planter over jorden.

Faldende korrelation gen- nem successionen

I habitater, hvor jorden ofte forstyrres, vil der være en god sammenhæng mellem overfladevegetationen og frøbankens artssammensætning, men lades jorden uforstyrret i en længere periode vil overensstemmelsen gradvist forsvinde, som habitatene modnes (Fenner 1985). Kun ved gentagne forstyrrelser som i Jensens (1969) undersøgelser af agerjorder er ligheden mellem floraen i frøbank og vegetation stor. Rew et al. (1992) fandt tilsvarende en større lighed mellem frøbankens sammensætning og vegetationen på enårige end vegetationen på to til tre-årige brakmarker. Ligeledes må der formodes at være en bedre sammenhæng ved hyppige jordbehandlinger på flerårig brak. Smith et al. (1993) fandt et lavere antal arter i frøbanken end i en nybraklagt randzonevegetation. Det hang tildels sammen med, at et langt mindre areal undersøgte i frøbanksanalyserne. Mere end 95% af alle frøbanksarter var tilstede i pionervegetationen. Similariteten (målt ved Sørensens similaritetskoefficient) mellem frøbank og vegetation var kun omkring 50 % i det

første år, og endnu lavere andet og tredje år. Smith et al. (1993) noterede endvidere en signifikant sammenhæng mellem de hyppigste arter i frøbank og vegetationen gennem det første år efter dyrkningsophør, men ingen signifikans de følgende to år.

Brodie et al. (1992) registrerede derimod næsten dobbelt så mange arter i jordens frøbank som i vegetationen i de første tre år efter braklægning. Korrelationen mellem frøbank og vegetation var generelt lav men højere i markens rand end centrum. Lawson et al. (1992) fandt, at næsten alle de to- og flerårige arter, der blev registreret i vegetationen, tillige fandtes i frøbanken i de første to år efter braklægningen. Frøbankens sammensætning kan således være retningsgivende for vegetationssammensætningen i enårige brakmarker, men senere vil der være en stadig ringere sammenhæng mellem frøbank og vegetationssammensætning (Symonides 1986).

Forhold af betydning for frøspiringen

Ifølge flere forfattere er bar jord den mest favorable "microsite" for frøenes spiring (Livingston & Allesio 1968, Fenner 1985, Luken 1990). Udnyttelsen af ganske små åbninger i vegetationen er mest effektiv hos arter med vegetativ formering, idet frøspiring ofte initieres af fluktuerende temperaturer og/eller ændrede lysforhold ved jordoverfladen, hvilket for de fleste arter kræver gaps af en vis størrelse. Måtter af mosser og laver hindrer i betydeligt omfang frøenes tilgang til jordbunden (Symonides 1986). Ligeledes vil et tæt førnélæg hæmme frøspiringen, idet førnen danner en barriere mellem frøet og jordoverfladen, hvorved frøenes mulighed for vandoptagelse reduceres (Luken 1990). Lokale forstyrrelser f.eks. i form af muldskud medfører, at frøpuljer i jordens dybere lag blotlægges og får mulighed for spiring.

2.5 Selvetableret plantedække

Faldende kimplantetæthed

Lorenzen (1988) fandt, at tætheden af kimplanter faldt kraftigt i de første år efter dyrkningsophør på de unge fredmarker på Vorsø. I vegetationsudviklingen andet år var der 4.500 kimplanter pr. m², medens antallet i det fjerde år var helt nede på 20 pr. m². Denne nedgang skyldtes, at jorden efterhånden var dækket af grønne blade om sommeren og om vinteren af et stadigt tykkere førnelæg.

Ukrudtsfloraens livsvarighedsfordeling

I Danmark består landbrugsarealet i omdrift næsten udelukkende af enårige afgrøder. Det betyder, at der årligt gennemføres en eller anden form for jordbehandling. Planter, der er tilpassede til denne omskiftelige tilværelse må derfor gennemføre livscyklus i løbet af én vækstsæson og danne nye formeringsorganer inden jordbehandlingen. Hovedparten af ukrudtsarterne er derfor enårige planter med en stor frøproduktion. Af to- eller flerårige markukrudtsarter findes stort set kun arter, der danner underjordiske vegetative formeringsorganer. Det drejer sig primært om Ager-Tidsel med knop-skydende rødder og Alm. Kvik, der har underjordiske udløbere. Men også Ager-Padderok, Ager-Snerle, Mælkebøtte, Grå Bynke, m. fl. vil optræde. Cavers og Benoit (1989) anfører, at hovedparten

(ofte over 95 %) af de frø, der inkorporeres i den dyrkede jords frøbank, kommer fra markens enårige ukrudt.

Frøhvile

Efter frøspredning undergår de fleste frø en periode med eftermodning og hvile. Afhængig af arten og de tilstedeværende forhold kan frøhvile variere fra nogle få dage til adskillige årtier, for nogle arters vedkommende endog flere hundrede år (Fenner 1985).

Arter med og uden frøhvile

Flere ukrudtsarter mangler frøhvile, f. eks. Alm. Brandbæger, Alm. Fuglegræs, Enårig Rapgræs og Storkronet Ærenpris, og kan derfor spire umiddelbart efter frøfald (Roberts & Feast 1972). Spirings- evnen af disse arter afhænger udelukkende af de fysisk/kemiske forhold såsom temperatur, fugtighed, saltkoncentration etc. Andre arter har frøhvile, hvor spiringen er betinget af forskellige stimuli. F.eks. kræver flere arter en kuldepåvirkning for at spire ("chilling"), bl.a. Hyrdetaske, Alm. Pengeurt, Vej-Pileurt og Læge-Jordrøg (Roberts & Feast 1972). Arter uden frøhvile, eller med frøhvile, der brydes af en periode med kulde, optræder ikke eller kun kortvarigt i frøbanken (danner "transient" frøbank) og vil hurtigt forsvinde fra jordbunden. For arter med mere udpræget spirehvile gælder, at kun en del af de levedygtige frø spirer hvert år, medens en større eller mindre del indgår i en "persistent" frøpulje. I en undersøgelse af 58 brakmarker i England fandt Wilson (1992) et signifikant fald i den gennemsnitlige andel af frøbanksarter med spirehvile i de tre første år efter braklægning.

Frøtætheden i de øvre jord- lag

I en undersøgelse af Vorsø yngre opgivne marker fandt Lorenzen (1988) op til 250.000 frø pr. m² i pløjelaget i det første år efter dyrkningsophør. Hovedparten af frøene var fra enårige frøbanksarter; kun en meget ringe del - ca. to promille - var frø fra vindspredte arter, der blev blæst ind på markerne omkring opgivelsestidspunktet og siden pløjet ned.

Mange arter er afhængige af en stadig tilførsel af frø fra omgivelserne

Smith et al. (1993) samt Graham og Hutchings (1988a og b) har undersøgt frøbanks sammensætning på tidligere agerjorder og konkluderet, at kun en relativ lille del af den persistente frøbank var flerårige arter, der ikke var potentielle markukrudtsarter. Fler- tallet af de arter, der oprindeligt er tilknyttet de omliggende natur- arealer, er karakteriserede ved en ringe spirehvile og kort overle- velse i frøbanken, og disse arters mulighed for at kolonisere arealet er derfor afhængigt af en stadig tilførsel af frø fra omgivelserne. Da mange af arterne tillige har en ringe frøspredningsevne, er dannel- sen af artsrige, flerårige vegetationstyper en langsom proces, speci- elt hvor spredningskilderne ikke er i den umiddelbare nærhed (Do- nelan & Thompson 1980).

Spildfrø har kort overlevelse i frøbanken

Spildfrø fra afgrøderne bidrager kun ganske lidt til frøbanken. Det hænger sammen med afgrødefrøenes manglende spirehvile, de ofte store frø, der gør dem attraktive som fødeemne, og deres relativt tynde frøskal, der er følsom overfor mikrobiel nedbrydning og dermed kun giver frøene mulighed for en kort levetid i jord (Cavers & Benoit 1989). Hovedparten af de danske agerjorder har været i om-

drift gennem mange år, og derfor vil frøbanken kun indeholde meget få frø fra vegetationen inden opdyrkningen. Dette er i modsætning til mange agre i bl.a. Skotland og Finland, der løbende har ligget hen som græsarealer.

Mængden af spildfrø på braklagte arealer er variabel

Ifølge Jacobsen og Melander (1994) er der en betydelig forskel på, hvor stor en mængde spildfrø, der efterlades ved høst. Desuden efterlades spildkornene ofte i tydelige striber efter mejetærskeren medmindre, der er monteret halmsnitter. Spildfrøenes betydning i brakvegetationen er størst, hvor den indledende jordbehandling enten udelades, eller er meget overfladisk, idet spildfrøene da vil ligge nær jordoverfladen i stort antal. Turley et al. (1994) registrerede således en tydelig mindre forekomst af spildkornsplanter i vegetationen ved udsåning af Rajgræs eller Rajgræs/Hvid-Kløver efter pløjning end ved selvetablering fra stub. Der var derimod ingen forskel mellem behandlingerne i de områder, hvor brakvegetationen blev etableret ved minimal jordbehandling.

.... og afhænger bl.a. af afgrødetype og jordbehandling

Lawson et al. (1994) fandt, at spildkornsplanter af vinterhavre fra den sidste dyrkning var den hyppigst forekommende art de første år af braklægningen på både harvede, udsåede (30 %) og ubehandlede arealer (op til 85 %). Det hænger formodentligt sammen med en meget sparsom nedbør i etableringsfasen. Fisher et al. (1990) registrerede en meget begrænset tilstedeværelse af den tidligere afgrøde, her byg og kartoffel, ved flere behandlinger, herunder selv-etableret plantedække på stubmark.

Antallet af fremspirede spildkornsplanter falder hurtigt

På en brakmark, etableret uden indgreb i en vinterhvede stubmark på stiv ler, fandt Hald og Lund (1993), at antallet af generative hvedeskud pr. m² det første år var 800 mod 55 og nul andet hhv. tredje år. Antallet af hvedeskud reduceredes også i kvadrater med øget andel af bar jord.

Brodie et al. (1992) noterede, at spildkornsplanterne efter vinterhvede, vårhvede og hestebønner dominerede vegetationen i braklægningens første år. Sidst på sommeren i det andet år dækkede de dog mindre end 10 % af jordoverfladen og på flere marker var de helt udkonkurrerede i det tredje år. Clarke og Cooper (1992) fandt, at forekomsten af spildkornsplanter var uafhængig af plantedækkets sammensætning på tre ud af fire forsøgsområder i det tidlige forår i det første braklægningsår. På det fjerde forsøgsområde, hvor plantedækket var etableret efter pløjning, var fremspiringen betydelig større i det selvetablede plantedække. Sidst på vækstsæsonen var spildkornsplanterne udkonkurrerede på de udsåede arealer men udviste stadig en betydeligt dominans på ikke-slåede arealer med selvetableret plantedække (Clarke & Cooper 1992, Turley et al. 1994). Fisher og Davies (1991) noterede en lav overlevelse af spildfrøplanter fra byg andet år efter braklægningens begyndelse. I det tredje år efter braklægningens begyndelse var spildkornsplanterne udkonkurrerede på samtlige arealer, på nær ét, der opretholdt en lille population (Turley et al. 1994)

2.6 Udsåede brakafgrøder

Artsdiversiteten i den tidlige brakvegetation er stærkt afhængig af, hvorvidt plantedækket etableres ved udsåning af en brakafgrøde eller ved naturlig fremspiring. Udsåning af brakafgrøder er specielt effektivt til at undertrykke den vilde flora på marker, der har været intensivt dyrket gennem mange år, og hvor der er få flerårige græsser i frøbanken (Fisher & Davies 1991). Set fra landmandens synspunkt er et veletableret udsået plantedække den mest effektive og økonomiske form for ukrudtsbekæmpelse på arealer i rotationsbrak (Clarke et al. 1995). På de steder, hvor etableringen indledes med en jordbehandling, og jorden efterlades bar, vil artsdiversiteten ofte starte på et højt niveau og senere falde i de følgende år. Udsåning af brakafgrøde vil omvendt medføre en meget lav diversitet i pionervegetationen, da der er stærk dominans af de få udsåede arter. Ifølge Jukola-Sulonen (1983) kan diversiteten dog stige i de følgende år.

Lavere artsdiversitet ved udsåning end selvetablering

Poulton og Swash (1992) undersøgte 276 brakmarker, og fandt en signifikant højere artsrigdom i det første braklægningsår ved selvetablering end ved udsåning af en brakafgrøde. Tilsvarende fandt Fisher et al. (1992) i en sammenligning af vegetationen på 193 et- til treårige brakmarker et betydeligt større gennemsnitligt artsantal på marker med selvetableret plantedække end ved en tilsåning af blandinger af Alm. Rajgræs, Hvid-Kløver, Rød Kløver og Rød Svingel (hhv. 22,9 og 11,9 arter). Selv ved udsåning af græsfrie arter som ren Hvid-Kløver eller blandinger af Sand-Vikke og Gul Sennep fandt Forche (1991) en større gennemsnitlig artsrigdom ved selvetablering (hhv. 25, 24 og 38 arter). Brakafgrøder med isåning af Hvid-Kløver (Fisher et al. 1990, Fisher & Davies 1991, Ford et al. 1992, Smith et al. 1993, Turley et al. 1994) og Rød-Kløver (Forche 1991) begrænser effektivt tilstedeværelsen af naturligt forekomme arter i brakvegetationen. Turley et al. (1994) viste således, at der efter tre års braklægning med udsåning af Raj-græs og Hvid-Kløver stort set ikke forekommer andre arter i vegetationen.

Sammenligning af brakafgrøder

Lawson et al. (1992) fandt, at udsåning af hhv. Rød Svingel og Alm. Rajgræs reducerede forekomsten af flere bredbladede ukrudtsarter i vegetationen, heriblandt Skræppe spp., Vejbred spp., Lyse-Siv, Føl-fod, Eng-Brandbæger, Lav Ranunkel, Stor Nælde og Ager-Tidsel. De fandt ingen signifikante forskelle mellem Rød Svingel og Alm. Rajgræs i de forårssåede brakmarker. Fisher et al. (1990) fandt derimod, at udsåning af Rød Svingel undertrykker ukrudtet lang mindre effektivt end Rajgræs/Hvid-Kløver og tildels Rajgræs i renbestand. En engelsk sammenligning af selvetableret plantedække på stub og udsået Italiensk Rajgræs, viste, at udsåning reducerer artsantallet betydeligt (fra 8,6 arter/m² til 6,9 arter/m²) (Clarke & Cooper 1992).

I nybraklagte randzoner, hvor det udsåede plantedække består af Alm. Rajgræs/Eng-Rottehale/Hvid-Kløver faldt antallet og udbredelsen af de naturligt forekommende arter til et ubetydeligt

niveau, gennem de tre første år efter dyrkningsophør (Smith et al. 1993).

Resultater fra randzoneundersøgelser

I en sammenligning af vegetationen i to m brede randzoner fandt McAdam et al. (1994) et større gennemsnitligt artsantal i striber med selvetableret plantedække end ved udsåning af en vildtvenlig afgrøde (11 mod 9,3 arter pr m²). Udsåning af en frøblanding bestående af sytten urter og seks græsser i nyligt opgivne randzoner, resulterede i et mere artsrigt plantedække end det selvetablerede plantedække (Smith et al. 1993). Til gengæld medførte udsåningen et reduceret antal naturligt koloniserende en- og flerårige arter (Smith & MacDonald 1992, Smith et al. 1993). Forsøg med udsåning af frøblandinger af hhv. Alm. Rajgræs/Eng-Rottehale/Hvid-Kløver og ni arter (bl.a. Alm. Hundegræs, Alm. Kamgræs, Eng-Rapgræs, Eng-Rottehale, Eng-Svingel og Guldhavre, Alm. Syre og Bidende Ranunkel) i brede randzoner (7,2 til 9,6 m) viste derimod, at vegetationer med den diverse frøblanding indeholdt ikke blot flere udsåede arter, men tillige et signifikant større antal naturligt forekommende arter (Smith et al. 1993). Dette kan evt. hænge sammen med urenheder i frøblandingerne. Forfatterne påpeger, at selvom den diverse frøblanding resulterede i en større forekomst af ikke-udsåede arter, skabes der ikke bedre betingelser for problematiske ukrudtsarter.

Diverse frøblandinger

Smith et al. (1993 og 1994) anbefaler udsåning af diverse frøblandinger i nybraklagte randzoner, hvor den lokale flora er forarmet. I områder med en artsrig og attraktiv flora i den umiddelbare nærhed af det braklagte areal, vil naturlig etablering af et plantedække derimod være mere naturvenligt. Lechner et al. (1992) undersøgte effekten af syv forskellige brakafgrøder (udsået både forår og efterår), der alle gav en mindre forekomst af ukrudt. De fandt dog, at der ikke var en sammenhæng mellem, hvor god en dækning af jordoverfladen de enkelte brakafgrøder gav, og dermed hvor godt de tilbageholdt nitrogen og hvor effektive de var til at undertrykke forekomsten af ukrudt. Specielt græsukrudt undertrykkes af et udsået plantedække (Fisher et al. 1992, Turley et al. 1994).

Brakafgrødernes evne til selvfornyelse

En hyppigt udsået art i kulturenge er Alm. Rajgræs, der har kort overlevelsestid i frøbanken og mangler spiringsmekanismer ("gap-detecting" mekanismer), der kan registrere åbne huller i vegetationen; f.eks. spiringsinitiering ved lyseksposering og/eller temperatursvingninger. Alm. Rajgræs mangler derfor evnen til hurtigt at udfylde opståede åbninger i vegetationen (Thompson & Grime 1983). Udsåning af Alm. Rajgræs på brakmarker kan således resultere i en faldende dækningsgrad af brakafgrøden (Fisher & Davies 1991), eller at de forekommende huller bliver koloniseret af arter med veludviklede "gap-detecting" mekanismer. Det kan f.eks. være arter som Alm. Kvik, Fløjlsgræs, Enårig Rapgræs, Lyse-Siv, Stor Nælde, Alm. Fuglegræs og Lav Ranunkel (Thompson & Grime 1983). Hvis man derfor ønsker brakafgrøden gradvist afløst af arter fra den tilstedeværende frøbank og de selvspredte arter, vil det være hensigtsmæssigt at vælge brakafgrøder med en transient frø-

bank, der har en ringe selvfornyelse i tæt vegetation og ikke responderer på fluktuerende temperaturer. Det kan udover Alm. Rajgræs være arter såsom Alm. Rapgræs og Eng-Rapgræs (Thompson & Grime 1983).

Udlæg i den foregående afgrøde skaber dårlige betingelser for den vilde flora

Hvis plantedækket etableres ved udlæg i den foregående afgrøde dækker brakafgrøden størstedelen af jordoverfladen allerede ved braklægningens begyndelse. Konsekvensen heraf bliver, at den vilde flora får vanskeligt ved at etablere sig i stubben. Jacobsen og Melander (1994) og Clarke et al. (1995) anbefaler således, at der etableres et udlæg af græs i afgrøden forud for braklægningen for at mindske problemer med kvælstofudvaskning og ukrudt. Hvis der ligeledes foretages en effektiv herbicidbehandling i afgrøden, vil forekomsten af bredbladet ukrudt i brakvegetationen være minimal. Også Fisher et al. (1990) anfører, at udlæg i den sidst dyrkede afgrøde medfører en betydelig større dækning af jordoverfladen, samt en mindre forekomst af ukrudt ved braklægningens begyndelse.

2.7 Brakvegetationens dækningsgrad

Brakvegetationens dækningsgrad på selv-etablerede arealer

Jacobsen og Melander (1994) fandt en generel høj andel af bar jord (ca. 60-90 %) på alle undersøgte enårige brakmarker med selvetablet plantede dække. De fandt ingen enkelt årsag til barjordsprocenten ved enårig braklægning men tillagde lokale forhold stor betydning. Forekomsten af bar jord var derimod overraskende lav, gennemsnitligt 5 % efter elleve måneders braklægning, i en skotsk undersøgelse, der inkluderede tyve brakmarker etableret på stub- og tre på pløjemarken (Welch 1994).

Årsager til lav dækningsgrad

Fisher et al. (1994) sammenlignede sammensætningen af selvetablet plantede dække på syv forskellige skotske undersøgelsesområder. De fandt, at barjordsprocenten varierede fra 32 til 86 % ti til tolv måneder efter den sidste høst. Forskellighederne kan kun tildels tilskrives sæsonmæssige faktorer såsom nedbør og temperatur. På et af områderne er forklaringen på en meget lav barjordsprocent, at arealet er taget ud af omdrift under den frivillige braklægningsordning i 1988 (se kapitel 1). Arealet må beskrives som marginaljord, der evt. er dyrket med utilstrækkelig ukrudtskontrol.

Barjordsprocenten falder dog hurtigt

Flere undersøgelser har vist, at ved selvetablet plantede dække falder barjordsprocenten hurtigt gennem de første år. Wilson (1992) registrerede en gennemsnitlig barjordsprocent på 30 ca. 10 måneder efter høst af den foregående afgrøde. I de følgende to år faldt andelen af bar jord i vegetationen til omtrent 5 %. Rew et al. (1992a) registrerede en gennemsnitlig barjordsprocent på mellem 30 og 40 % et år efter dyrkningsophør. I braklægningens andet år faldt andelen til mellem 5 og 10%, og i det tredje år til under 5 %.

Efter ca. to år vil et selvetablet plantede dække endnu ikke være helt tæt, omtrent 20-40 % af jordoverfladen vil ifølge Meisel og Hübsch-

man (1973) være bar. Fisher og Davies (1991) og Turley et al. (1994) fandt en jævnt stigende dækning af jordoverfladen på det selveta- blerede plantedække, svarende til de udsåede arealer efter første år.

*Høj andel af bar jord i suc-
cessionens andet år*

På en brakmark, etableret uden indgreb i en vinterhvede stubmark på stiv ler, fandt Hald og Lund (1993), at andelen af bar jord oftest var størst det andet år efter dyrkningsophør, dvs. under skiftet fra dominans af enårige (incl. selvsået vinterhvede) til dominans af to- flerårige arter.

*Vegetationen er mere tæt
ved udsåning af brakafgrø-
der*

Marshall et al. (1994) fandt, at forekomsten af bar jord varierede med afstanden til markranden. Undersøgelsen omfattede otte brak- marker fra tre lande med forskellige jordbundstyper, og der var brakmarker etablerede ved både udsåning (af hhv. Rajgræs og frø- blanding) og naturlig fremspiring. Udsåning af Rajgræs gav en spe- cielt god dækning i det første år efter dyrkningsophør, hvorimod det selveta blerede plantedække var mere åbent.

*.... især med Rajgræs og
Hvid-Kløver*

Fisher et al. (1990) har sammenlignet vegetationens totale dæk- ningsgrad på arealer med forskellige brakafgrøder (Rajgræs, Raj- græs/Hvid-Kløver og Rød Svingel) udsået efter jordbehandling (foretaget i april) og selveta bleret plantedække på stubmark. Undersøgelsen viste, at Rajgræs og Rajgræs/Hvid-Kløver gav en betydelig bedre dækning af jordoverfladen end Rød Svingel og den fremspirende vilde flora (på stub) i det første år. Dette er i overens- stemmelse med resultater fra Clarke og Cooper (1992). De fandt dog, at efter to år var vegetationens totale dækningsgrad ens på selveta bleret brak og på udsåede arealer. Turley et al. (1994) no- terede ligeledes, at etablering af brakvegetation ved selveta blering forløb langsommere end ved udsåning af brakafgrøder. I det første forår efter braklægningens begyndelse var 45 % af jordoverfladen uden vegetationsdække i den selveta blerede brakmark mod 20 % i den udsåede.

*Mere åben vegetation
ved etablering om for-
året*

Waldhardt og Schmidt (1991) fandt, at vegetationen i 13 % af de for- årssåede (maj) brakmarker havde en dækning på mindre end 50 % i midten af juli. Til sammenligning havde kun 4 % af de efterårs- såede og 3 % af de selveta blerede brakmarker en tilsvarende ringe dækning af jordoverfladen.

Lawson et al. (1992) fandt, at enårigt agerukrudt dækkede 40 % af jordoverfladen tre måneder efter brakmarkens etablering i april måned. Dette gjaldt både det selveta blerede plantedække og hvor Rød Svingel blev udsået. Den procentvise dækning var lidt mindre hvor Alm. Rajgræs blev udsået. Etablering af plantedække på de forårsudsåede brakmarker af hhv. Rød Svingel og Alm. Rajgræs forløb meget langsomt.

2.8 Specielle etableringsformer

De skovløse, kulturbetingede naturtyper i Danmark har, som følge

af landbrugets intensivering, været udsat for en kraftig arealmæssig reduktion i de seneste årtier. Selvom de tilbageværende områder nu er sikret gennem Naturbeskyttelsesloven § 3, vil en forøgelse af arealerne i forbindelse med braklægning være meget værdifuldt. Af § 47 Stk.1. i Landbrugsministeriets bekendtgørelse nr. 251 af 11. april 1994 fremgår, at de permanent braklagte arealer skal anvendes til etablering af naturområder og biotoper, herunder overdrev, skov, søer, vandhuller eller lignende (Landbrugsministeriet 1994). På tørre, sandede arealer vil det være oplagt at udlægge arealerne med henblik på retablering af heder og overdrev. Ligeledes vil lavbundsjordene kunne anvendes til retablering af ferske enge. Udviklingen af natur- og halvkulturtyper med deres karakteristiske flora- og faunasammensætning og jordbund er dog en meget langsigtet proces, der kræver specielle driftsformer og kan tage årtier eller endog århundreder - hvis de overhovedet udvikles.

Retablering vanskeligt på nutidens agerjorder.

Udgangspunktet for successionen på opgivne marker er et højt pH, et højt indhold af mineralsk N, P og K, en artsfattig frøbank, primært bestående af enårige ukrudtsarter, ofte en betydelig afstand til naturarealer med spredningskilder og på naturligt våde arealer er der tillige anlagt dræn og grøfter. Disse forhold vanskeliggør etablering af de arter, der karakteriserer biotoper såsom heder, overdrev og ferske enge.

Hvis man ønsker at retablere heder, overdrev og enge og ikke blot have de naturtyper, der naturligt vil udvikles på permanent braklagte marker, er det nødvendigt med tiltag som angivet i tabel 3, hvoraf en del har miljømæssigt uheldige konsekvenser.

Fysiske hindringer

De vigtigste hindringer for en succesfuld retablering af lysåbne habitater på tidligere agerjorder er af fysisk, kemisk og biologisk karakter. Det er især på våde jorder, at der er fysiske hindringer for retablering, idet dræning har ændret hydrologien og jordbundens struktur. Ved at stoppe dræn og fylde grøfterne op ved braklægningens start må man således forvente, at udviklingen hurtigere forløber mod en egentlig fugtigbundsvegetation.

Kemiske hindringer

De kemiske hindringer drejer sig specielt om jordbundens høje pH og især det høje næringsniveau, idet de meget høje gødsknings- og kalkningsniveauer på nutidens agerjorder hæmmer etablering af sure og/eller næringsfattige biotoper.

De naturlige udvaskningsprocesser er langsomme

Gennem det sekundære successionsforløb på permanent braklagte agerjorder vil der ske en naturlig forsurening af jordbunden efterhånden som den under dyrkningen tilførte CaCO_3 udvaskes. Denne proces kan accelereres ved at tilsætte sure uorganiske forbindelser eller surt plantemateriale såsom bregnefrøer.

Vegetationsudviklingen afhænger af næringsstofmængden

På hovedparten af de permanent braklagte marker vil det være nødvendigt at nedbringe jordens næringsindhold for at sikre muligheden for etablering af de nøjsomme arter, der karakteriserer f.eks. heder, overdrev og ferske enge. Adskillige gødskningsforsøg har vist, at vegetationsudviklingen på opgivne marker i høj grad er af-

Tabel 3. Oversigt over hindringer for og mulige tiltag, der fremmer dannelsen af seminaturlig vegetation på permanent braklagte arealer. Flere af de nævnte tiltag kan dog have uheldige miljømæssige konsekvenser. Udarbejdet efter Pywell et al. (1994).

Hindringer	Tiltag
<i>Fysiske</i>	
Hydrologi	Dræn og grøfter stoppes
<i>Kemiske</i>	
Højt pH	Forsuring med svovl, jernsulfat, pyritholdige stoffer, bregneførne m.m.
Højt næringsniveau (specielt N, P og K)	Sort brak Fjernelse af næringsstoffer ved græsning Næringseksport ved slåning med efterfølgende fjernelse af det afslåede materiale Dyrkning uden gødskning og efterfølgende høst af afgrøder Afbrænding af stub Afskrælning af de øvre jordlag Nedpløjning af den næringsberigede overfladejord
Invasive og konkurrencesterke arter	Slåning og græsning Herbicidbehandling Håndluger Jordbehandlinger
<i>Biologiske</i>	
Manglende spredningsenheder af ønskede arter	Udsåning af frø Spredning af høstet plantemateriale fra eksisterende biotop Samgræsning med eksisterende biotop Udplante enkeltarter Overførsel af frørige muldlag Translokation af tørv Udsåning af dækafgrøde

hængig af tilgængeligheden af næringsstoffer. Specielt en reduktion i jordens fosforindhold vil have stor betydning for hvilke plantesamfund, der forekommer i et successionsforløb. Den naturlige udvaskning af fosfor forløber dog meget langsomt og en udtømmning af jorden fosforpuljer er meget vanskelig (Pywell et al. 1994). Mellinger og McNaughton (1975) har ved gødskningsforsøg vist, at raten hvormed jordens næringsindhold ændres efter dyrkningsophør, falder med tiden.

Jordbehandlinger

Flere undersøgelser har vist, at hyppige jordbehandlinger på braklagte arealer, også kaldet sort brak, medfører en forøget udvaskning af næringsstoffer, specielt kvælstof. I nogle egne vil sort brak dog tillige resultere i en betydelig jordfygning (Christensen 1987b).

Græsning

Græsning kan ændre jordens næringsstofomsætning og vil i nogle tilfælde snarere stimulere planteproduktionen end reducere fertiliteten (Mars 1985). Dette kan tildels hindres ved at tage dyrene ind om aftenen, så gødningen koncentrerer ét sted. På sure sandede marginaliserede landbrugsarealer på Mols har Bülow-Olsen (1980b) påvist, at fjernelsen af plantebiomasse ved græsning medfører en reduktion i jordbundens indhold af de målte næringsstoffer (Ca, Mg, K, Mn, Fe og P). Dette er dog snarere en konsekvens af en for-

	øget udvaskning fra det lave vegetationsdække end en eksport af næringsstoffer.
<i>Fraførsel af plantebiomasse ved høstet</i>	Næringsstofmængden kan bedst reduceres ved høstet med efterfølgende fjernelse af det afslåede materiale. Denne fraførsel af plantebiomasse gør ifølge Bakker (1989) høstet mere effektiv til at udpine en jordbund for næringsstoffer end græsning.
<i>Afbrænding af stub</i>	Afbrænding af stubben medfører en betydelig næringsstoffraførsel. Afbrænding kan dog have uheldige konsekvenser for faunaen.
<i>Dyrkning af næringskrævende arter</i>	Dyrkning af næringskrævende arter med efterfølgende høst af f.eks. kornsorter ved tilsætning af små mængder af det begræsende næringsstof, vil resultere i en forøget primærproduktion og kan accelerere reduktionen af jordbundens indhold af andre næringsstoffer. Et tiårigt forsøg af Dyke et al. (1983) (cf. Mars 1985) med dyrkning af hvede har vist at udtømme jordens fosforpuljer ganske effektivt.
<i>Fjernelse af øvre jordlag</i>	En mulig metode til reduktion af næringsrigdommen på brakmarker er fjernelse af pløjelaget, hvor næringsstofferne er koncentreret. At fjerne disse næringsberigede jordlag har en dobbeltvirkning, idet der udover næringseksporten sker en fjernelse af ukrudtsfrø og en eksponering af evt. dybtliggende frø fra tidligere vegetationer (Mars 1985).
<i>Dybdepløjning</i>	En anden mulighed er at ombytte den næringsberigede overfladejord med næringsfattig dybereliggende jord ved dybdepløjning. En del af næringsstofferne kommer således udenfor planterøddernes rækkevidde og vil efterhånden udvaskes.
<i>Biologiske hindringer</i>	De biologiske hindringer for retablering af de kulturbetingede naturtyper er dels manglende spredningsenheder af de karakteristiske arter, dels en overflod af invasive og konkurrencesterke arter. Nogle arter vil ikke indfinde sig i brakvegetationen af sig selv indenfor en overskuelig årrække, og på arealer med en lang afstand til brugbare spredningskilder vil mange arter ikke forekomme i vegetationen.
<i>Udsåning af frø</i>	En lang række undersøgelser har vist, at en succesfuld udsåning kan være vanskelig (Wells 1990). Med denne metode er det ikke muligt at skabe eksakte kopier af eksisterende naturarealer, men man kan tilføre brakmarkerne en højere artsdiversitet. Ved udsåning af frø fra vildtvoksende planter vil der dog i mange tilfælde ske etablering af arter, der ikke ville indfinde sig spontant og brakarealets plantedække vil ikke afspejle den indigene flora. For at bevare den lokale genetiske variation i brakvegetationen kan udsåning af frø ske ved spredning af afhøstet materiale fra nærliggende naturarealer (Firbank et al 1993). Denne berigelse af jordens frøpuljer medfører dog ofte overførsel af mange uønskede arter til brakarealet. Udplantning af fremspirede særligt ønskværdige arter kan ifølge Christensen (1987b) være en brugbar løsning på mindre arealer.

<i>Frørige jordlag fra naturarealer</i>	Overførsel af frørige muldlag og tørv fra eksisterende naturarealer forvolder ofte stor skade på donorhabitaterne (Pywell et al. 1994).
<i>Slåning og græsning</i>	Det er meget vigtigt at pleje vegetationen i de tidlige successionsstadier eksempelvis ved slåning og græsning for derved at kontrollere de konkurrencesterke arter (Smith et al. 1993). Ifølge Pywell et al. (1994) er det specielt påkrævet på lerede og kalkrige jorder.
<i>Herbicidbehandling eller lugning</i>	Med særligt konkurrencesterke arter som f.eks. Ager-Tidsel og Eng-Brandbæger (på høsletarealer) kan det ifølge Pywell et al. (1994) være nødvendigt med selektiv herbicidbehandling eller at luge planterne væk.
<i>Jordbehandlinger</i>	Ved jævnlige jordbehandlinger er det muligt at udtømme en betydelig del af jordens frøbank og derved reducere problemerne med invasive og konkurrencesterke arter (Pywell et al. 1994).
<i>Retablering af heder</i>	Der er herhjemme gjort flere forsøg på at etablere hede på tidligere landbrugsjorder, og det har vist sig, at jorden skal udpines gennem mange år, før næringsstofferne fra dyrkningsperioden er fjernet fra jordbunden i en sådan grad at de karakteristiske hedeplanter og især Hedelyng kan etablere sig.
<i>Naturlig succession</i>	Hvor næringsniveauet efter dyrkning er lavt og frøkilder er tilstede i rigt omfang, vil halv-kulturtyperne kunne etableres uden indgreb, dog vil pleje være nødvendigt for at opretholde en lysåben vegetation (Smith et al 1991, Firbank et al. 1994). Her vil udviklingen være langsom og ukontrolabel, men der vil ske indvandring af planter af den lokale økotype. Men på langt de fleste permanent braklagte marker vil det være nødvendigt, at jordens næringsindhold reduceres på en eller anden måde.

2.9 Sammenfatning

Brakarealet skal ifølge den nuværende lovgivning være etableret inden den 1. oktober, og dermed vil brakarealet ofte domineres af efterårsspirende, vinterannuelle plantearter. Uden forstyrrelser vil der ofte kun være en ubetydelig forårsspiring, og dermed vil mange af de traditionelle enårige bredbladede markukrudsarter undertrykkes på bekostning af de ukrudsarter, der er tilknyttede vintersædsmarkerne, specielt græsukrudt. Flere undersøgelser viser, at de floristiske forskelle som følge af forskellige etableringstidspunkter vil gradvist forsvinde i løbet af to-tre år.

Den foregående afgrøde har kun betydning i den udstrækning, at en dårligt dækkende afgrøde, der ikke er optimalt renholdt vil betyde en mere artsrig pionervegetation og en opformering af ukrudtsfrø i jordbunden.

Foregår anlæggelsen af selvetalerede brakarealer direkte i stubben uden foregående bearbejdning vil det hovedsageligt være den foregående dyrkningsperiodes produktion af spildfrø og ukrudtsfrø,

sammen med eventuelt tilførte frø fra omgivelserne, der vil bidrage til plantedækkets sammensætning. Plantedækket vil derfor have en højere forekomst af arter med en svag frøhvile og ringe overlevelse i frøbanken, såsom mange to-flerårige urter. En let opharvning stimulerer spiringen af de ovennævnte arter foruden de øverste frøbanksfrø. En egentlig jordbehandling forårsager en opblanding af frøene i hele pløjelaget og hindrer de fleste spildfrø og nytilførte ukrudtsfrø i at spire, og vegetationsdækket vil domineres af frøbanksarter ofte med lang overlevelse i jord.

Etablering af et plantedække på braklagte arealer kan principielt foregå på to måder, dels ved selvetablering, hvor brakvegetationen er baseret på den tilstedeværende frøbank og de selvspredte arter, dels ved udsåning af en brakafgrøde, evt. som udlæg i den foregående afgrøde. Udsåning af brakafgrøder begrænser den vilde floras etablerings- og konkurrencemuligheder betydeligt. Valg af brakafgrødens sammensætning har betydning for, hvor hurtigt og hvor effektivt plantedækket etableres, men ofte kan der være en sammenhæng mellem et hurtigt etablerende plantedække og en dårlig selvforryngelse. En udsået afgrøde dækker ofte jorden fuldstændigt i det første år, medens der ved selvetablering ofte forekommer barjordsprocenter på mellem 30 og 90. Andelen af bar jord falder dog hurtigt gennem de første år.

Flere undersøgelser har vist en faldende similaritet mellem frøbank og vegetation ved længerevarende braklægning. Det hænger sammen med, at et stigende antal arter fra omgivelserne etablerer sig i brakvegetationen.

Udgangspunktet for successionen er et betydeligt indhold af næringsstoffer (specielt N, P og K), et højt pH, en artsfattig frøbank bestående af enårige ukrudtsarter og ofte med lang afstand til spredningskilder. Disse forhold vanskeliggør udviklingen af natur- og halvkulturtyper såsom heder, overdrev og ferske enge på permanent braklagte marker. Der findes en lang række mulige metoder til at fremskynde retablering af seminaturlig vegetation på brakmarker.

3 Brakarealets placering

Den naturmæssige gevinst ved braklægning afhænger i høj grad af den enkelte brakmarks struktur (størrelse og udformning) og placering i forhold til nabobiotoper og jordbundsforhold. Ved længerevarende braklægning er placeringen af stor betydning for vegetationsudviklingens forløb og hastighed. Efter den gældende lovgivning stilles der kun ganske få krav til lokaliseringen af brakarealet. Det udtagne areal skal være på mindst 0,3 ha, med mindre det er varigt afgrænset fra andre jordlodder, og bredden over 20 m i mindst halvdelen af markens længde (se kapitel 1.5).

3.1 Brakarealets struktur

Arealets størrelse og udformning

Fisher et al. (1990) fandt, at brakarealets størrelse og afstanden til markranden har betydning for pionerarternes dækningsgrad. Holt et al. (1995) har undersøgt vegetationen på brakparceller på 32, 288 og 5000 m² i de første seks år efter ophør af landbrugsmæssig drift for at vurdere arealstørrelsens betydning for den sekundære succession. De fandt, at store områder havde et større totalt artsantal og var mere varierede end små områder, men at artstætheden var uafhængig af arealets størrelse, og at de arter, der forsvandt i de små områder også viste tendenser til tilbagegang i de store områder. Ifølge Tramer (1975) forløber vegetationsudviklingen hurtigere på små end på store opgivne marker.

Den optimale udlægning

Holt et al. (1995) konkluderer, at en tilfældig, spredt lokalisering af brakarealerne vil resultere i, at tilfældigt forekommende arter tilgodeses. En sammenhængende lokalisering af brakarealer skal være begrundet i hensyn til naboarealer og til faunaen. Med udgangspunkt i enkelte arters relative forekomst i ti biotopstyper har Firbank et al. (1994) med et ønske om at fremme de arter, der har udvist tilbagegang i forekomsten siden 1900, forsøgt at vurdere den optimale placering af permanent braklagte arealer. De konkluderer, at man skal efterstræbe en varieret udlægning via forskellige biotoper og lokaliseringstyper og en bred vifte af tidshorisonter for udtagningen af landbrugsland. Firbank et al. (1994) anfører endvidere, at udlægningen bør vurderes lokalt, hvor mulighederne for de enkelte arealer bedst kan bedømmes.

Dyrkningsfrie randzoners funktion

Fry (1994) fremhæver markkanter og kanthabitaters mangeartede funktioner: Habitater for vilde planter og dyr i agerlandet, overvintringssted for nyttedyr, syns- og duftforvirring for markfladens skadedyr, læ, modvirkning af jorderosion og overfladeafstrømning. Endvidere nævner Fry (1994), at de lineære biotoper kan fungere som korridor/barriere for flow mellem agerlandets habitater (af materialer, energi, arter), men dokumentationen for deres betydning for dette flow er ret mangelfuld. Givet er det, at uden kantbiotoper med tilhørende markkanter ville mange dyr og planter ikke have eksistensmuligheder i agerlandet.

Variationen i de fysiske forhold er vigtig

Sparkes et al.(1994) har i et landbrugsområde undersøgt diversiteten af fugle, sommerfugle og planter i lineære småbiotoper, anlagt som skel dels mellem to marker i omdrift (41 stk.) og to græsningsmarker (54 stk.), og dels som skel mellem mark i omdrift og græsningsmark (36 stk.). Mens tilstedeværelsen og strukturen af hegnet først og fremmest påvirker fuglefaunaen, er plantebiodiversiteten og dermed også sommerfuglene bestemt af variationen af de fysiske forhold ved jordoverfladen, dvs. lys- og fugtighedsforhold. For at fremme biodiversiteten i agerlandet mest muligt anbefaler Sparkes et al.(1994), at de braklagte arealer placeres langs markernes kanter frem for som een stor mark. Variationen i kantbiotoperne optimeres ved at udlægge det braklagte randzoneareal, hvor de fysiske forhold betinger en mere lysåben og fugtig vegetation. Sparkes et al. (1994) anfører endvidere, at etablering af græs-randzoner ikke giver en ny kanteffekt i form af forøget tæthed af vilde plantearter i marken inden for de første år (kun en mark analyseret).

Artsantal og tætheder falder med afstanden til markranden

Boatman og Wilson (1988b) har analyseret frøbank og kimplantevegetation i kornmarker som funktion af afstanden til kantbiotopen (0-120 m). Resultaterne viste, at både det totale antal arter, artstætheden og plantetætheden faldt med afstanden til markens rand. Plantetætheden af udvalgte sjældne ukrudsarter faldt endnu mere markant, idet de kun fandtes inden for de yderste 10 m af marken, mens plantetætheden af visse vidt udbredte arter øgedes med afstanden til markkanten. Hald et al. (1988) og Hald og Reddersen (1990) fandt en generelt aftagende tæthed i kimplantevegetationen med afstanden fra kantbiotopen i usprøjtede konventionelle marker. I økologiske marker var midtmarksniveauet ligeså højt som kantniveauet.

Kanten har flere arter ved selvetablering

Poulton og Swash (1992) har foretaget en sammenligning af vegetationen i brakmarkers kantzone (femten meter) og midtmark på 276 bedrifter. Resultaterne fra første års brakmarker viste, at kanten havde det største artsantal (fire gange flere end i midten af marken), at Ager-Tidsel og Butbladet Skræppe dominerede i kanten, og at artsantallet generelt var størst ved selvetablering sammenlignet med en udsået brakafgrøde.

De flerårige arter er hyppigere i markkanten

Rew et al. (1992a) har analyseret floraen på 40 et-tre års brakmarker som funktion af afstanden fra kantbiotopen. Artsgruppernes forekomst fordelte sig med afstanden fra kantbiotopen på følgende måde: Flerårige græsser og urter, etableret fra frøbank og vegetative formeringsorganer, fandtes i 0-3 m; enårige græsser og urter, etableret fra frøbanken, fandtes i 1-6 m, og toårige urter, spredt ved udefra tilførte frø, fandtes i 2-20 m fra kanten. Gold Hejre forekom hyppigere i markkanten end i midtmarken i en randzoneundersøgelse af Cussans et al. (1994). De fandt desuden, at flerårig udtagning ville nedbringe forekomsten af Gold Hejre.

Moderat stigning i artsdiversiteten ved udlægning som udvidet fodpose

I Holland er der foretaget overvejelser vedrørende den botaniske kvalitet af kantbiotopers fodpose, når disse udvides på bekostning af markens randzone. Joenje og Klein (1994) har i 1993 genunder-

søgt nitten markkanter med tilhørende kantbiotoper, der første gang blev analyseret i 1956. Alle markkanter/kantbiotoper var beliggende i et sandjordsområde med en potentiel høj biodiversitet og havde været pesticid- og kunstgødningsfri i et til to år forud for undersøgelsen. Resultaterne viste, at markkantfloraen var ændret i en mere næringsrig retning (fra Secalinetea til Chenopodietea), og at kun tre ud af de i alt fundne 221 arter var mindre hyppigt forekommende. Ved udlægning af brakarealer som en udvidet fodpose i forhold til kantbiotoper må stigningen i artsdiversiteten derfor forventes at være moderat.

Braklagte bræmmer kan beskytte kantbiotoper

Ifølge Marshall (1988) findes i alt ca. 500 plantearter i hegnes fodpose i England. Det er hovedsagelig arter fra skov, skovbryn, vedvarende græsningsarealer og arealer i omdrift. En konkret analyse af hegnsbund og mark mere end 2,5 m fra kanten i 55 marker fordelt på tre gårde viste, at mindre end en fjerdedel af hegnes arter (hovedsagligt Burre-Snerre og græsser) tillige forekommer i marken. Marshall (1988) vurderer, at en braklagt bræmme langs marken kan beskytte kantbiotopen mod omdriftsarealet (pesticider, gødning, pløjjord) og afgrøderne mod evt. spredning af ukrudtsarter (Burre-Snerre, Gold Hejre).

Effektiv bekæmpelsesstrategi mod spredning af ukrudt til dyrkede marker

Flere undersøgelser har vist, at anlæggelse af dyrkningsfrie randzoner kan være en effektiv bekæmpelsesstrategi mod spredning af bla. Burre-Snerre, Gold Hejre og Flyve-Havre fra markkanterne (Boatman & Wilson 1988a, Rew et al. 1992b, Povey et al. 1993). Milson et al. (1994) har udført forsøg med forskellige to m brede beskyttelsebræmmer med hhv. Alm. Rajgræs, kultivering, sterile bræmmer (vha. Glyphosat) og vinterhvede. Bræmmernes betydning for spredning af ukrudt fra kantbiotoperne blev bedømt på indvandringen af Burre-Snerre, Alm. Rapgræs, Gold Hejre og Alm. Kvik i den tilgrænsende vinterhvedemark. Resultaterne viste, at 2 m brede dyrkningsfrie randzoner ikke har effekt over for Burre-Snerre og Alm. Rapgræs, og at kun Alm. Rajgræs og sterile bræmmer havde en effekt over for spredningen af Gold Hejre og Alm. Kvik.

Beskyttelsesbuffer over for eksisterende natur

I en undersøgelse af græsningsarealer i forskellige successive stadier, omfattende både permanente græsningsarealer og arealer, der havde indgået i omdriften inden for de seneste 3-44 år, registrerede Gibson og Brown (1991b) en betydelig floristisk lighed mellem de perifert beliggende prøvefelter på gammel kontinuert græsningsland og prøvefelterne på de tidligere dyrkede områder. Opdyrknin-gen af de tilstødende arealer har tilsyneladende påvirket de gamle græsningsarealers randzoner og ændret deres flora. Udtagning af brakarealer i form af randzoner må derfor forventes at virke som beskyttelsesbuffer over for eksisterende natur.

Hurtigere vegetationsudvikling

Successionens hastighed vil formodentlig accelereres, hvis de braklagte arealer anlægges som randzoner, idet kolonisationen af vindspredte arter fremmes (Froud-Williams 1988). I randzoner vil stadier med dominans af flerårige arter forekomme hurtigere end i centrum af store marker (Smith et al. 1993). Braklægning af mark-

kanten er en økonomisk fordel for landmanden, idet randzoner har et lavere udbytte og giver en mere besværlig høst (Hald et al. 1994, Sparkes et al. 1994).

3.2 Brakarealets nabobiotoper

Hyppige arter i kantbiotoper

Flere undersøgelser viser, at kantbiotop og mark deler ganske få arter (se Hald et al. 1994). De 10 hyppigste arter i bundvegetationen i 187 kantbiotoper (hegn) på 17 farme i UK var ifølge Boatman og Wilson (1988a): Stor Nælde* (Procentvis tilstedeværelse = 89%); Alm. Bjørneklo (68%); Ager-Tidsel* (66%); Gold Hejre (63%); Alm. Kvik* (61%); Alm. Hundegræs* (61%); Vild Kørvel* (61%); Burre-Snerre (59%); Draphavre (59%) og Ager-Snerle (50%). Foruden de med * mærkede arter blev Rød Svingel, Alm. Rapgræs, Mælkebøtte, Grå Bynke og Alm. Røllike fundet hyppigst i danske kantbiotoper (Hald et al. 1994). De få analyser foretaget af danske kantbiotoper (Hald et al. 1994, Jensen & Dalsgaard 1993, Vikstrøm 1994) viser, at artstætheden er lav, og at der i det store og hele er tale om almindeligt forekommende arter. En sammenligning af fælles arter i kantbiotop og markkant viser, at de fleste arter i marken er enårige, og at disse har en signifikant større hyppighed i marken end i kantbiotopen. Undtagelser var Burre-Snerre, Gold Hejre, Alm. Kvik, Ager-tidsel og Ager-Snerle; blandt disse forekom kun Alm. Kvik med forskellig hyppighed (størst i kantbiotop). Spredningen må således formodes at være begrænset. Ifølge Boatman og Wilson (1988a) er der dog en betydelig spredning af visse plantearter (især Burre-Snerre og Gold Hejre) fra kantbiotop til mark.

I det skotske agerlandskab, hvor ukrudtsfloraen i markerne i om-drift er præget af græsningsmarkernes flora, er der, ifølge Davies et al. (1994), langt flere fælles arter mellem marken og kantbiotopen, end hvor markerne længe har været i omdrift uden græsningsmarker. De 50 undersøgte markkanter indeholder i gnsn. 15,2 arter pr. 2,75 m². Inden for en fem m randzone aftager artsantallet betydeligt fra kantbiotopen og ind i marken (fra 87 til 34 arter).

Afstanden til eksisterende naturarealer er af stor betydning for den floristiske udvikling

På et femårigt areal på 3,75 ha registrerede Gibson et al. (1987a) 151 plantearter, hvoraf 29 var overdrevsarter, som ikke kunne spores i frøbanken. Den meget diverse vegetation kan forklares ved, at den opgivne ager tidligere var en del af et overdrev i et kalkstensområde, der efter at have været opdyrket i en kort årrække blev marginaliseret i 1981. Det marginaliserede område er omgivet af skov og intakte overdrev med kort afstand til disse varierede frøkilder og lang afstand til dyrkede marker og deres frøkilder. Der er således tale om et areal med de allerbedste jordbunds- og spredningsmæssige betingelser for genopretning af en divers græsningsflora. Mitchley (1988) vurderer mulighederne for retablering af kalkgræsland på tidligere agerjorder i England bl.a. med udgangspunkt i Gibson et al. (1987). Han konkluderer, at den opgivne agers place-

ring i nærheden af et ikke-ødelagt område er afgørende for dannelsen af kalkgræsland, idet frøbanken på den braklagte mark som regel ikke indeholder brugbare arter.

Pionervegetationen afspejler den lokale flora

Jones et al. (1991) har undersøgt vegetationen på tredje års brakmarker ved naturlig succession i et græsningslandskab ved Aberdein. De braklagte arealer er placeret dels som forager korridor mellem en skov og en eng og dels langs et vandløb - og slås. Resultaterne viser, at der er ringe overensstemmelse mellem brakmarkerne og de semi-naturlige biotoper. Ligeledes har Jones et al. (1991) registreret forskelle mellem brakmarkerne, afhængig af deres placering.

Den meget korte spredningsafstand hos hovedparten af pionerarterne medfører, at den unge brakvegetation vil udgøre et "sub-set" af den eksisterende flora på området (Smith et al. 1993). Hvis den lokale flora er forarmet, vil brakvegetationens artssammensætning ligeledes være forarmet. Smith et al. (1993) bemærker endvidere, at hvor den lokale flora er forarmet, er det usandsynligt, at naturlig succession på brakmarker kan genoprette en mere divers og attraktiv flora.

Hurtigere vegetationsudvikling med egnede spredningskilder

Vegetationsudviklingens forløb og hastighed er afhængig af egnede spredningskilder i de nærliggende arealer. Undersøgelser af fredmarkerne på Vorsø har vist en betydelig forskel i hastigheden af vegetationsudviklingen. Gederams indvandrede betydeligt hurtigere på de nye fredmarker end på de gamle, da spredningskilderne (de gamle fredmarker med en betydelig frøproduktion) var tættere på (Lorenzen 1988).

Ifølge Booth og Hutchings (1990) undersøgelser er spredningsafstanden hos arter fra kalkrigt græsland meget begrænset. Disse arter spredtes kun til opgivne marker, hvis de lå i direkte forbindelse med eksisterende græsland og oftest kun få meter ind på markerne.

Willems og Bobbink (1990) har sammenlignet vegetationsudviklingen i to tætliggende opgivne marker (1,5 km afstand) med sammenlignelige jordbundsforhold, makroklima og behandling, men hvor det ene areal lå i forbindelse med kalkrigt græsland. Atten års studier har vist, at udviklingen af en artsrig græslandsvegetation er foregået meget hurtigere, hvor der er frøkilder i den umiddelbare nærhed af den tidligere agerjord.

Kort spredningsafstand hos græslandsarter

Wilson (1992) har undersøgt vegetationen på 58 selvetablerede brakmarker (første til tredje år) efter sidste høst på 21 forskellige farme i Syd-England. På de arealer, der ligger i den umiddelbare nærhed af kalkgræsland, har han fundet indvandring af græslandsarter på de nærmeste ti m brakareal. Han registrerede endvidere, at arterne tredje år primært stammer fra nabobiotoperne (træer) og ved langtransport (vindsprede).

Spredning af frø fra Hede-lyng og vedplanter

Afstanden til bestående hedearealer er afgørende for, om der sker en frøspredning herfra til opgivne marker. Ifølge Christensen

(1987b) sker spredningen af Hedelyng-frø over afstande på 100-400 m fra frøkilderne.

Tilstedeværelsen af skov, skovbryn og hegn i den umiddelbare nærhed af det braklagte areal har stor betydning for, hvornår vedplanter indvandrer i successionsforløbet og for, hvornår klimaksstadiet opnås (Hægstrøm 1970, 1973 og 1977 cf. Silfverberg 1980). På områder med udskygning fra høje træer, ses en tidligere opvækst af vedplanter (Prach 1985).

3.3 Jordbundsforhold

Især af betydning i de sene successionsstadier

Fysiske/kemiske forhold såsom jordbundens næringsindhold, fugtighed, tekstur og surhedsgrad samt arealets eksponering har betydning for vegetationsudviklingen, specielt i de senere successionsstadier. Hvis jordbundens fysiske forhold varierer inden for det braklagte areal, vil de enkelte plantearter dominere der, hvor deres arvelige egenskaber giver dem de bedste konkurrencemuligheder, og vegetationen fremtræder heterogent. Således vil fugtige lavninger, små forhøjninger mv. ofte have en anderledes vegetationsudvikling end det øvrige areal.

Begrænset betydning på enårige brakmarker

Jordbundstypen har betydning for vegetationens sammensætning, varigheden af de forskellige successionsstadier, biomasseudviklingen og kvælstof- og mineralindholdet i biomassen (Schmidt 1988). Ifølge Odum (1960) har jordbundsforholdene kun en begrænset betydning for floraen på enårige brakarealer. Dette understøttes af en undersøgelse af selvetableret plantedække på otte enårige brakmarker, hvor Jacobsen og Melander (1994) ikke fandt nogen sammenhæng mellem jordbundstype og forekomsten af de hyppigste ukrudtsarter.

To til tre år efter braklægning formodes artssammensætningen at udvise en begyndende forskellighed på varieret jordbund, og denne divergens forøges ved braklægninger af længere varighed (Odum 1960). Ford et al. (1992) fandt således, at de edafiske faktorer havde betydning for vegetationens artssammensætning og produktivitet i en sammenligning af to treårige brakmarker på hhv. alluvial og sandet jordbund.

Jo længere tid successionen på opgivne landbrugsjorder forløber, jo større betydning vil jordbundsforholdene få på de udviklede plantesamfund (Osbornova 1990). Det hænger sammen med, at efterhånden som antallet af individer og arter i vegetationen stiger, får spredningsforholdene en stadig mindre betydning, og arter med tilpasning til de lokale forhold får en konkurrencemæssig fordel. Modne plantesamfund er således mere karakteristiske for en region eller jordbundstype end unge samfund på tidligere dyrket jord.

I en finsk undersøgelse af de første seks år efter dyrkningsophør registrerede Hokkanen og Raatikainen (1977b), at fugtighedsfor-

hold, tekstur og humusindhold på markerne var bestemmende for forekomsten af ganske mange arter.

Jordbundens næringsindhold har betydning for vegetationsudviklingens hastighed

Vegetationsudviklingens hastighed i de tidligste successionsstadier er højere på produktive end uproduktive jorder (Grime 1979, Smith et al. 1993). Tørre og næringsfattige marker vil ifølge Silfverberg (1970) og Prach (1985) derimod have en tidligere opvækst af vedplanter. Ifølge Nielsen og Jensen (1979) vil successionen mod skov sandsynligvis foregå hurtigere på næringsfattig end på næringsrig jord. Det hænger sammen med, at den næringsfattige jords vegetation ikke i samme grad som den næringsrige kan forhindre spiring og opvækst af træer, idet den mindre tætte vegetation udviser ringe konkurrenceevne over for træer specialiseret til det næringsfattige miljø. Desuden er træer storfrøede, hvorfor de i starten ikke er så afhængige af næringsindholdet i jorden. På de næringsrige jorder er en meget tidlig etablering af vedplanterne nødvendig for hurtig skovdannelse, dvs. før et flerårigt plantedække af græsser og/eller urter dækker jorden totalt. I en undersøgelse af tidligere agerjorder i England, hvor målet var udvikling af kalkgræsland, fandt Mitchley (1988), at hvor jordbunden er næringsrig, forløber successionen mod en mesotrof til eutrof græslandsflora. På baggrund af dette vurderer han, at etablering af kalkgræsland ikke kan forventes at lykkes under mere dybmuldede forhold. Schafale og Christensen (1986) fandt ingen sammenhæng mellem artssammensætningen og jordbundens næringsindhold, tekstur og fugtighed på femten opgivne marker, der havde været udyrkede i tre til syv år.

.... hurtigere på kvælstofrige jorder

Prach et al. (1983) undersøgte successionsraten i flere forskellige habitater og fandt, at udskiftningen af dominante arter var størst på kvælstofrige jorder. Prach et al. (1983) fandt endvidere en synergistisk effekt af jordbundens næringsindhold og fugtighed i forhold til successionens hastighed. Dette er i overensstemmelse med Inouye et al. (1987), der konkluderer, at sekundær succession forløber hurtigere på kvælstofrige end på kvælstoffattige jorder. I en undersøgelse af kvælstoffattige jorder fandt Inouye et al. (1987), at vegetationens artssammensætning var bedre korreleret til jordens nitrogenindhold end tiden siden dyrkningsophør. De konkluderer, at mens tiden, der virker via forskelle i sprednings- og kolonisationsrater, spiller en stor rolle angående hvilke arter, der forekommer på opgivne marker, er ressourcetilgængeligheden bestemmende for hvilke arter, der findes på bestemte tidspunkter på bestemte steder på arealet.

Gødskning favoriserer enkeltarter

Det gødskningsniveau, der benyttes i afgrøden forud for braklægningen har betydning for væksten af brakafrøden. Således fandt Tramer (1975), at Bynke-Ambrosia blev højere end 1,3 m på brakmarker efter kraftigt gødskede marker, hvor den på brak efter ringe gødskede marker forblev under 60 cm høj. I et dansk forsøg med forskellige driftsformer i en marks randzoner, herunder første års selvetableret brak, fandt Hald og Lund (1994), at kvælstoftilførsel favoriserede enkelte arter, der øgede deres biomasse betydeligt.

Successionen forløber hurtigere på fugtige jorder

Osbornova et al. (1990) registrerede en høj floristisk lighed mellem nyligt opgivne marker på jorder med varierende fugtighed. De miljømæssige forhold havde ikke den store betydning for artssammensætningen bortset fra, at successionen tilsyneladende forløb hurtigere på de våde jorder. Törmälä (1982) og Prach (1993) fandt begge en positiv sammenhæng mellem hastigheden af udskiftningen af dominerende arter på opgivne marker og jordbundens fugtighed. Bornkamm (1981) fandt i sine undersøgelser af opgivne marker på jorder med forskellig fugtighed, at pionerarterne dominerede i længst tid på de tørre jorder. Ifølge Prach (1985) forløber udviklingen mod skov langt hurtigere på våde jorder i Finland end på mere tørre jorder i Central-Europa. Dette forhold kan dog hænge sammen med andre forskelle end jordbundens fugtighed, f.eks. varierende afstand til frøkilder. Man konkluderer endvidere, at opvæksten af vedplanter fremmes af jordbundsforhold, der betinger et sparsomt plantedække. Det kan være på både tørre eller meget våde jorder.

Baumová (1985) fandt en højere produktivitet i vegetationen på fugtige end på tørre jorder. Ifølge Silfverberg (1980) er der en tendens til at vegetationen bliver højere på fugtige jorder, hvilket til en vis grad kan forsinke opvæksten af vedplanter.

Vegetationsudviklingen er hurtigere på lerede end på sandede jorder

Odum (1960) konkluderer ud fra sine undersøgelser, at antallet af dominerende arter og successionens hastighed stiger med det procentvise indhold af silt/ler i jorden. Han fandt, at mange arter forekom tidligere på tunge end på lette jorder. Også ifølge Schmidt (1988) forløber vegetationsudviklingen hurtigere på lerede end på sandede jorder. Han registrerede endvidere, at opvækst af vedplanter forekom tidligere på lerede jorder. Dette er i modsætning til Bornkamm og Hennings (1982) (cf. Schmidt 1988), der observerede en hurtig udvikling af buskads på sandede jorder, medens flerårige urter bevarede dominans på alle lerede jorder.

Lorenzen (1982) fandt en positiv korrelation mellem lerindholdet i jorden og den maksimale overjordiske biomasse i de første fire år efter dyrkningsophør på de nye fredmarker på Vorsø.

3.4 Sammenfatning

Mange små brakarealer vil give en større samlet variation end få større arealer. Placeres arealerne som dyrkningsfrie bræmmer mellem markkanten og eksisterende naturarealer kan indvandringen af organismer fra naturarealet fremmes, ligesom potentialet af marktilknyttede vilde plantearter er bedst bevaret i markens randzone. Endelig vil en braklagt randzone beskytte en evt. nabo-biotop mod sprøjtemidler og gødning og beskytte marken mod evt. uønskede ukrudtsarter som Gold Hejre, dvs. fungere som tovejs-buffer mellem mark og naturområde.

Såfremt det braklagte areal placeres op mod eksisterende halvkultur- eller andre naturområder kan et tosidet formål opnås: At udvide det eksisterende område og at beskytte dette mod landbrugs kemikalier. De plantearter, der karakteriserer halvkultur- og andre naturområder, er i regelen langsomme spredere og vil således efter en årrække højest præge de første 10 meter. Braklagte arealer nabo til arealer med trævækst udviser hurtig etablering af vedplanter på grund af det store frøload. En subjektiv placering har størst betydning ved permanent brak, hvor målet er en udvidelse af et naturområde.

Nyetablerede brakmarker er på grund af den forudgående dyrkningstilstand jordbundsmæssigt mere ens end de naturgivne forudsætnings betinger. Derfor afspejler den etablerede brakvegetation først efter en årrække de geologiske forhold. Udskiftningen af dominerende arter i vegetationen på braklagte agerjorder forløber hurtigere på arealer med våd, næringsrig, og/eller leret jordbund. Etablering af vedplanter er foruden mængden af spiringsdygtige frø betinget af tilstedeværelsen af vegetationssparomme pletter, hvori spiringen kan foregå. Alt andet lige må en vedplantevegetation derfor forventes at blive etableret tidligere på sandjord end på lerjord og lavbund.

4 Brakvegetationens naturlige succession

Væsentlige tilbagegange af ukrudtsfloraen

Der er et ganske godt kendskab til den vilde flora på de danske sædskiftemarker gennem den periode, hvori en øget intensivering af landbruget er foregået, idet ukrudtsfloraen har været undersøgt gennem repræsentative og sammenlignelige analyser ved flere lejligheder. Ved at sammenligne de seneste to landsdækkende analyser, konkluderede Andreassen et al. (1989), at flere arter havde haft en væsentlig tilbagegang fra 1960'erne til 1987/88. Totalt set fandt Andreassen (1990) imidlertid et sammenligneligt samlet artsantal i de to undersøgelser. Andreassen et al. (1991) fandt, at de to vigtigste artsfordelende miljøvariable er afgrødetypen efterfulgt af jordbunds lerindhold. Den ændrede forekomst i hyppigheden af vilde plantearter på konventionelt dyrkede marker kan også ses i sammenlignelige frøbankundersøgelser (Jensen & Kjellsson 1995). I 1964 fremviste 50 % af markerne sytten arter eller derover i en prøve af jordens frøbank. I 1989 havde kun ca. 5 % af markerne sytten arter eller derover i tilsvarende prøver. Totalt set er de dyrkede markers frøbank halveret i perioden 1964 til 1989 (Jensen & Kjellsson 1995). Dette skal ses i relation til, at en stor frøbank og dermed en stor fremspiring er afgørende for en høj artsdiversitet (Hald et al. 1994).

Braklægning kan vende denne udvikling

Braklægning af agerjord kan bidrage til at øge artsdiversiteten i agerlandskabet, hvis potentialet, dvs. en varieret frøbank, er tilstede og får mulighed for at spire. En udsået brakafgrøde på en næringsrig jordbund kan i modsætning hertil udvikle sig til en lige så artsfattig markflade som græsmarker.

4.1 Faktorer, der påvirker successionen

Successionens hastighed falder med tiden

Brakvegetationens flora ændrer sig med tiden, afhængigt af udgangssituationen og de påvirkninger arealet udsættes for, f.eks. ved plejeindgreb. Succession er en tidsafhængig proces, der medfører en udskiftning af arter ved indvandring og elimination. Hastigheden af denne udskiftning afhænger, under forudsætning af et frøinput til arealet, blandt andet af jordbund og klima i det pågældende område. Det er generelt accepteret, at raten for de floristiske ændringer falder som successionen skrider frem. I de tidligste successionsfaser ses et højt arts-turnover med en kraftig udskiftning af arter i vegetationen. Senere i successionsforløbet falder raten, primært som følge af etablering af et lukket plantedække domineret af arter med en længere livsvarighed (flerårige urter og græsser) (Grime 1979, Symonides 1985, Leps 1987, Osbornova et al. 1990 og mange flere). Den faldende successionshastighed beror endvidere på reducerede etableringsmuligheder, lav frøproduktion og langsomme spredningsmetoder i de senere stadier (Grime 1979).

Mange faktorer kan påvirke vegetationsudviklingen

Successionsforløbet på braklagte arealer påvirkes af mange faktorer. De er sjældent de samme på forskellige marker og virker ikke samtidig eller med samme styrke. Det er derfor vanskeligt at sammenligne eller forudsige successionen med tiden som det eneste kriterium (Silfverberg 1980). Forskelle i de ydre forhold betyder at udviklingen på hver enkelt mark er særegen. Figur 2 viser de vigtigste faktorer for vegetationsudviklingen på braklagte agerjorder.

Spredningskilder

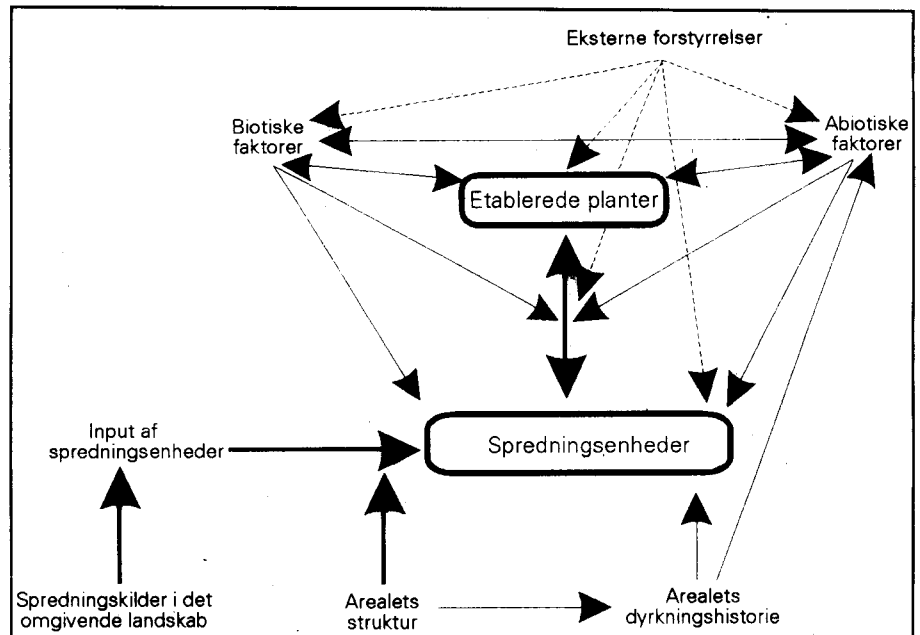
Vegetationsudviklingens hastighed og retning er afhængig af egnede spredningskilder i området, specielt ved længerevarende braklægning. Således er afstanden til bestående naturområder afgørende for, om der til brakarealet sker frøspredning af andet end vidt udbredte arter.

Arealets struktur

Brakarealets struktur, dvs. størrelse og udformning, er afgørende for frøspredningen og dermed successionens forløb og hastighed.

Arealets dyrkningshistorie

Arealets dyrkningshistorie, herunder dyrkningens varighed og faktorer såsom herbicidbrug, gødskning, tidligere afgrøde samt tidspunktet af året, hvor marken sidst var opdyrket, har stor betydning for vegetationsudviklingen i de tidlige successionstrin på brakmarker (Prach 1985, Bazzaz 1968, Keever 1950).



Figur 2. De vigtigste faktorer, der kontrollerer vegetationsudviklingen på brakmarker. Pilene angiver interaktionen mellem faktorerne; de stiplede pile viser de eksterne forstyrrelses påvirkning; de tykke pile markerer de vigtigste faktorer. Modifieret efter Prach (1990).

De biotiske faktorer

Biotiske faktorer, såsom konkurrence mellem arterne, herbivori, forstyrrelser forårsaget af dyr (f.eks. muldskud), allelopati og prædation af frø (Pickett 1980), er afgørende for planternes interaktioner. Udsåning af græs- og kløverblandinger på braklagte arealer, vil ændre de konkurrencemæssige forhold, og dermed påvirke de etablerede planter, frøbanken og vekselvirkningen mellem dem.

De abiotiske faktorer

De abiotiske faktorer definerer de omgivelser hvori successionen foregår. Forhold som fugtighed, jordbundens indhold af næringsstoffer, mikroklima, eksponering, klimaforhold, topografi, jordbundsstruktur samt ændringer af jordbundsforholdene ved udvaskning og forsuring har her betydning.

Eksterne forstyrrelser

Eksterne forstyrrelser herunder brande, oversvømmelser, storme og erosion ændrer successionsforløbet i en given vegetation, ved at influere på dels de etablerede planter og de tilstedeværende spredningsenheder, dels de biotiske og abiotiske faktorer. Forstyrrelsens varighed, intensitet og udbredelse er ligeledes af betydning for effekten på successionsprocesserne (Pickett et al. 1987).

Faktorernes betydning ændrer sig gennem successionsforløb

Brakarealets etablering, herunder om det er stub- eller pløjemark, selvetableret plantedække eller en udsået brakafrøde, anlagt forår eller efterår etc., er i høj grad bestemmende for den pionervegetation, der fremspirer på det braklagte areal. I de senere stadier påvirkes vegetationen i stigende grad af de givne biotiske og abiotiske forhold. Jo længere tid successionen på opgivne landbrugsjorder forløber jo større betydning vil jordbundsforholdene (fugtighed,

tekstur, næringsindhold) få på de udviklede plantesamfund (Osbornova et al. 1990).

4.2 Successionsundersøgelser

Metoder til undersøgelse af successionsforløb

Undersøgelser af successionsforløb kan udføres på to forskellige metoder. Enten følges arealernes udvikling gennem tiden, hvorved der fås et præcist billede af det specifikke forløb på netop de jorder, der indgår i undersøgelsen, eller der udvælges en række jorder, der repræsenterer forskellige udviklingstrin aldersmæssigt ("side-by-side"). Den første metode er meget langvarig og bekostelig men giver mulighed for at registrere de processer, der fører til vegetationsændringerne. Den anden metode er hurtig og kan principielt overståes i een vækstsæson under forudsætning af, at de inddragne undersøgelsesområder alle repræsenterer samme successionsudvikling, blot på forskellige trin. Sidstnævnte antagelse er langt fra altid holdbar, da det ofte er lokale eller tilfældige forhold, der bestemmer en given successionsretning.

Permanente prøvefelter

Etablering af permanente prøvefelter efter dyrkningsophør, og gentagne analyser i en årrække derefter, har været benyttet af følgende forfattere: Wiinstedt (1938), Odum (1960), Jessen (1968), Tramer (1975), Squiers og Wistendahl (1977), Lorenzen (1982), Pickett (1982), Keever (1983), Degn (1987) og Myster og Pickett (1988). Undersøgelserne er oftest begrænset til studiet af vegetationsudviklingen på et enkelt areal, og resultaterne af det specifikke forløb på det givne areal er ofte vanskelige at overføre til generelle konklusioner.

"Side-by-side" undersøgelser

Den alternative metode med "side-by-side" undersøgelser er anvendt i mange successionsundersøgelser, bl.a. Quaterman (1960), Bazzaz (1968), Monk (1983), Holst (1987), Leps (1987), Roberts og Vankat (1991) og Mogensen (1994). Disse undersøgelser vil altid indebære en tvivl om de faktiske processer, der har ført til de observerede vegetationsændringer, da der specielt for de ældste jorder ofte kun er mangelfulde optegnelser at bygge konklusionerne på. Flere undersøgelser af vegetationsudviklingen på opgivne marker bygger på en kombination af de to metoder, således har Jukola-Sulonen (1983), Prach (1985) og Symonides (1985 og 1986) valgt et antal sammenlignelige arealer og undersøgt dem i flere successive år.

Få danske undersøgelser af braklagte eller opgivne agerjorder

I Danmark er der kun foretaget få undersøgelser af den sekundære succession på braklagte eller opgivne agerjorder. Det er derfor svært at få et generelt billede af vegetationsudviklingen på braklagte agerjorder af varierende jordbundskvalitet. De eneste danske successionsundersøgelser på jorder af god bonitet er undersøgelserne på Vorsø af de gamle og nye fredmarker, hvor vegetationsanalyserne har forløbet siden hhv. 1930 og 1979 (Wiinstedt 1938, Jessen 1968, Lorenzen 1982 og 1988, Halberg 1991). På lettere jorder har Degn (1987) siden 1976 fulgt successionens forløb i permanente prø-

veflader på en mark nær hede ved Karup, der gennem de sidste år har været dyrket temmeligt ekstensivt. På Djursland har Holst (1987) i midten af 80'erne udført "side-by-side" undersøgelser af sytten tørre, sandede marginaljorder med meget forskellig dyrkningshistorie, der har været udenfor omdriften i et til 100 år. Mogensen (1994) har studeret vegetationen på otte midtjyske tørre, sandede arealer, der blev taget ud af landbrugsmæssig drift for mellem to og 40 år siden. Inden arealerne blev udtaget var driften i flere tilfælde ganske ekstensiv, med bl.a. et lavt gødningsforbrug.

Brakmarker præges oftest af vidt udbredte arter

Fisher et al. (1994) refererer til undersøgelser af op mod 200 brakmarker, hvoraf hovedparten karakteriseres som botanisk uinteressante og uden usædvanlige arter. Opgivne marker kan under særlige betingelser udvikle sig til værdifulde og artsrige plantesamfund indenfor en begrænset årrække. På kalkrig jordbund, med et rigt udbud af frøkilder, herunder flere arealer med kalkrig græsland, i den umiddelbare nærhed af de undersøgte marker, har Hennekens et al. (1982) påvist udvikling af artsrige vegetationer i løbet af få årtier. Wells (1976) fandt dog, at græsland på tidligere agerjord bevarer sit præg af dyrkningen selv 130 år efter landbrugsmæssig drift (cf. Gibson & Brown 1991a). Heder på opgivne marker bevarer ligeledes en karakteristisk vegetation gennem ganske mange år.

4.3 Planternes strategier

Successionsstrategier

Det næringsstofrige og ustabile miljø, som findes ved successionens begyndelse favoriserer ruderales arter (R-strateger) karakteriserede ved en kort livslængde, høj vækstrate og en stor frøproduktion. Umiddelbart efter dyrkningsophør vil disse arter, f.eks. Ager-Stedmoderblomst, Hvidmelet Gåsefod, Korn-Valmue, Lugtløs Kamille og Vej-Pileurt, således dominere vegetationen. De har dog en lille konkurrenceevne i mere stabile miljøer og vil hurtigt erstattes af mere konkurrencestærke eller stresstolerante arter. I stabile miljøer med rigelige ressourcer favoriseres konkurrencestærke arter (C-strateger), der kan beskrives som store planter med en høj vækstrate, hurtig og effektiv allokering af ressourcer til vækst og stor konkurrenceevne. I tilsvarende stabile, men ressourcefattige, miljøer favoriseres stress-tolerante plantearter (S-strateger), der er en divers gruppe karakteriseret ved lav vækstrate, lang livslængde, lille konkurrenceevne og en høj allokering til strukturer, der virker besparende eller beskyttende og dermed forøger overlevelsessevnen.

Ændringer i de fremherskende strategier

Successionen på braklagte arealer vil gå fra stadier med ustabile forhold og meget næring til mere stabile forhold, men med et lavere næringsniveau. Det bevirker, at der sker et skift i vegetationen fra dominans af ruderales arter til mere eller mindre stresstolerante arter (Grime 1979, Leps et al. 1982). I de mere produktive systemer vil der forekomme en fase med stabilt miljø og stadig meget næring, hvilket medfører, at vegetationen domineres af konkurrencestærke arter. Disse teoretiske betragtninger blev understøttet af Baumová (1985) og Osbornova et al. (1990), der fandt, at successionen på tørre

jorder forløb fra ruderalet til stresstolerante arter, medens vegetationen på våde jorder udviklede sig mod dominans af konkurrencestærke arter.

4.4 Ændringer i livsvarighedsfordelingen

Pionervegetationen er domineret af enårige arter

De ustabile forhold i de første år efter dyrkningsophør betyder, at de enårige arter dominerer vegetationen på brakmarkerne, hvilket er underbygget af en lang række successionsundersøgelser (f.eks. Wiinstedt 1938, Tramer 1975, Lorenzen 1982, Monk 1983, Degn 1987, Prach 1990, Fisher & Davies 1991, Davies et al. 1992, Smith et al. 1993). De enårige arters forekomst formindskes betydeligt ved flerårig braklægning (Pickett 1982, Fisher et al. 1992, Rew et al. 1992, Smith et al. 1993). Dette hænger sammen med, at det forringede spiringsmiljø påvirker de enårige arter kraftigst, da de jo er afhængig af en årlig spiringsperiode. De forskellige undersøgelser af tidligere agerjorder rapporterer dog om store forskelle i de enårige arters andel af det totale artsantal i den videre vegetationsudvikling. Ifølge Lorenzen (1982) faldt plantedækkets andel af enårige arter gennem de fire første år efter dyrkningens ophør fra to trediedele i det første år til hhv. halvdelen og en trediedel i andet og fjerde år. I en fireårig undersøgelse af en opgivet mark i Ohio registrerede Tramer (1975) et kraftigt fald i både biomasse og antal af enårige arter allerede efter det første år. Leps (1987) fandt, at frekvensen af de enårige arter, på et lille forsøgsareal i det tidligere Tjekoslovakiet, var hhv. 95, 26, 5 og 0 % i de fire første år efter dyrkningsophør.

I Degns (1987) vegetationsanalyser bestod pionervegetationen næsten udelukkende af enårige arter, hvorefter andelen af enårige faldt. Deres andel af det totale artsantal forblev dog forholdsvis høj gennem de første ti år, hvilket skyldes gode spiringsbetingelser på jordoverfladen, der til stadighed blev forstyrret ved forskellige dyrs aktivitet. I en undersøgelse af et tidligere landbrugsareal i New Jersey noterede Fry (1978, cf. Myrseth & Pickett 1988), at de enårige arter udgjorde 80 % af plantedækket i de første to år, 50 % i fjerde år og 10 % i sjette år af vegetationsudviklingen. Myrseth og Pickett (1988) fandt, at de almindeligste enårige arter toppede frekvensmæssigt indenfor de første to år efter ophør af landbrugsmæssig drift. Ved en undersøgelse af vegetationen umiddelbart efter dyrkningsophør og det følgende år fandt Schmidt (upubl.), at de enårige arter udgjorde hhv. 43 og 47 % af de registrerede arter (på urørte arealer i et hedeetableringsforsøg).

Hyppige enårige arter på enårigt brakmarker

I en undersøgelse af selvetableret plantedække i otte enårige brakmarker efter vårbyg og vinterhvede fandt Jacobsen og Melander (1994), at de hyppigste enårige arter var: Enårig Rapgræs, Ager-Stedmoderblomst, Hyrdetaske, Alm. Fuglegræs, Storkronet Ærenpris (på sandblandet ler), Lugtløs Kamille, Alm. Stedmoderblomst, Tvetand spp. (på sandblandet ler), Kanadisk Bakkestjerne (på sand) og Mark-Forglemmigvej. Ifølge Smith et al. (1993) vil enårige arter

dominere vegetationen i markernes centrum i længere tid, da kolonisationen af flerårige arter er langsommere her end i markranden. Firbank og Wilson (1995) har i perioden 1988-91 fundet en del sjældne enårige arter i randzonevegetationen på et- til toårige brakmarker i England: Ager-Hejre, Ager-Løvemund, Blå Arve, Køllevalmue, Nat-Limurt, Tandbægret Vårsalat o.a., hvoraf flere er på den britiske Rødliste (Britisk Red Data Book). Ingen af arterne var kendt fra området før braklægningen, men må sandsynligvis have været tilstede i frøbanken.

Kortvarigt stadie med toårige arter

Leps (1987) fandt, at de toårige arter udgjorde en betydelig del af plantedækket (65 %) i det andet år efter dyrkningsophør af et lille forsøgsareal (60 x 15 m) i det tidligere Tjekoslovakiet. I flere skotske undersøgelser er der ligeledes angivet en betydelig forekomst af toårige arter, medens forekomsten på brakmarker i det sydlige England er mere sparsom (Davies et al. 1992). I danske successionsundersøgelser er to-årige arter mindre hyppige i vegetationen. Lorenzen (1982) fandt, at frekvensen af hovedparten af de toårige arter kulminerede i vegetationsudviklingens andet og tredje år.

Stigende forekomst af flerårige arter

Efter ganske kort tid varierende fra et til syv år efter dyrkningsophør, vil vegetationen imidlertid være domineret af flerårige arter (f.eks. Tramer 1975, Monk 1983, Prach 1985). Monk (1983) rapporterer om tidlig dominans af flerårige græsser, medens Prach (1985) i sine undersøgelser af 130 opgivne marker i Finland fandt, at de flerårige bredbladede urter var dominerende før de flerårige græsser. Flere undersøgelser har påvist dominans af flerårige arter allerede tredje år efter dyrkningsophør (Leps 1987, Wilson 1992). I mange udenlandske undersøgelser er der ganske tidligt registreret en betydelig forekomst af de flerårige urter, Hvid-Kløver og Lav Ranunkel, i vegetationen. Forekomsten af netop disse to arter tyder på, at arealerne kort forinden har været græsdækkede. Mange marker i bl.a. Skotland, Irland og Finland er nyomlagte græsmarker og har aldrig været så intensivt dyrket som f.eks. danske agerjorder, og man vil i mange tilfælde kunne registrere en betydeligt større diversitet i brakvegetationen. Degn (1987) fandt en lige fordeling af en- og to-flerårige arter i vegetationen fire år efter ophør af landbrugsmæssig drift, hvorfra de to-flerårige arter var fremherskende.

Flerårige græsser og urter

Fisher et al. (1994) har på ét forsøgsområde efter fire til fem år registreret en gennemsnitlig dækningsgrad af flerårige græsser på 40-50 % (Alm. Rajgræs, Alm. Rapgræs, Krybende Hestegræs, Rød Svingel, Fløjls-græs, Eng-Rapgræs m.fl.). Græsserne havde en mere tue-agtig struktur end f.eks. Rød Svingel og Alm. Rajgræs på de udsåede arealer. De fandt tillige, at de flerårige urter var typiske græslandsarter, men at der manglede arter med markante blomster og diverse bløsterbladsfarver.

Opvækst af vedplanter

Uden slåning, græsning eller anden pleje vil vegetationen efterhånden overgå til forskellige typer af spredt trævækst. Da træer med vindspredte frø ikke spredes særligt langt, vil sammensætningen af vedplantefloraen i første omgang afhænge af afstanden til

og karakteren af de nærliggende spredningskilder (tilstedeværelsen af skov, plantage og levende hegn). På arealer, hvor opretholdelse af lysåbne naturarealer tilstræbes, vil det således være uhensigtsmæssigt med levende hegn med en stor frøproduktion. Tidspunktet for indvandringen af krat og skov er meget forskelligt og afhænger bl.a. af urtevegetationens tæthed, jordbundens type og næringsindhold samt tilstedeværelsen af frøkilder.

Tidspunktet for vedplanteetablering er meget variabelt

Tidspunktet for vedplanteetablering er et af de mest variable forhold ved vegetationsudviklingen på opgivne marker (Prach 1985). Ofte er tidspunktet for opvækst af vedplanter styret af tilfældigheder. På en af de nye fredmarker (Østermark) på Vorsø er registreret en meget tidlig opvækst af Ahorn og Ask. Det hænger sandsynligvis sammen med, at en kraftig storm blæste store mængder frø fra de to arter ind over arealet på et tidspunkt i successionsforløbet, hvor vegetationen var sparsom (Nielsen & Jensen 1979). Ligeledes kan tilfældige forstyrrelser påvirke vegetationsudviklingen. Ifølge Holst (1987) frøs alle Djurslands individer af Gyvel ihjel i den hårde vinter i 1983/84, hvilket gav arter fra tidligere successionsstadier en mulighed for at etablere sig. Som nævnt i kapitel 3.3 vil successionen mod skov generelt foregå hurtigere på næringsfattig end på næringsrig jord.

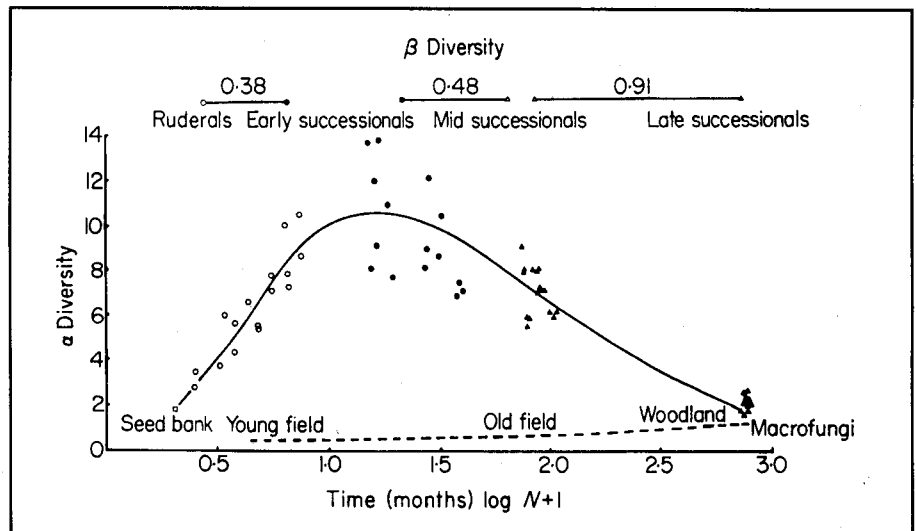
Tætte vegetationer kan hæmme opvækst af vedplanter

Hvis der etableres et tæt vegetationsdække af flerårige græsser med veludviklet vegetativ vækst, vil vedplanteetableringen kunne hindres i mange år. Prach (1985) fandt i sine undersøgelser af 130 opgivne marker i Finland, at et tæt vegetationsdække af Alm. Kvik hindrede etablering af vedplanter. Ifølge Vedel og Ødum (1970) er der stor forskel på vedarternes spiringsevne i tæt græs-dække. Således spirer Tjørn og Eg nemmere end andre vedplanter. Lorenzen (1987) giver et eksempel fra en fredmark på Vorsø, hvor et tæt dække af Gederams holdt skovdannelsen tilbage, idet gederamsbladene udskiller giftige stoffer, når de rådner om vinteren. Tilstedeværelsen af enkelte pionertræer og -buske kan accelerere successionsraten mod buskdominerende stadier, idet fugles deposition af frø er fundet at være mange gange større på arealer med eksisterende vedplanter i vegetationen (Fenner 1987).

4.5 Artsdiversitet

Teorier omkring ændringer i artsdiversiteten

Ifølge den klassiske opfattelse stiger artsdiversiteten jævnt gennem successionen og når til slut et maksimum i klimaksvegetationen (Odum 1960 og 1969, Nicholson & Monk 1974, Bazzaz 1975, Meltinger & McNaughton 1975). Teorierne om stigende diversitet gennem successionens forløb blev imidlertid forkastet af mange økologer i midten af 1970'erne (Burrows 1990), da flere undersøgelser viste ændringer fra lav diversitet i de tidligste successionsstadier gennem intermediære stadier med høj diversitet, til modne plantesamfund, hvor diversiteten atter var lav (se Fig. 4) (f.eks. Drury & Nisbet 1973, Horn 1974, Tramer 1975, Pickett 1976, Squiers & Wis-tendahl 1977, Brown & Southwood 1987).



Figur 4. Den floristiske diversitet i vegetationer af forskellig successiv alder: frøbank, ung mark, gammel mark ("old-field") og skov. Efter Brown og Southwood (1987).

Sammenhæng mellem diversitet og dominans

Pickett (1976) forklarer den høje diversitet i de intermediære successionstadier med, at der er et overlap mellem artsgrupper fra pioner- og klimaksstadierne. Stadier med høj diversitet er ofte karakteriserede ved en stor artsudskiftning, hvorimod lav diversitet forekommer i rolige og stabile perioder, hvor få arter med samme livsform dominerer vegetationen (Prach 1985). Diversiteten er således ofte tæt relateret til ændringer i de dominerende livsformer (Monk 1983). Flere undersøgelser har vist store fluktuationer i diversiteten gennem det successive forløb afhængig af etablering, udvikling, kulmination og nedgang i de dominerende arters populationer (Monk 1983, Prach 1985). Artsdiversiteten fluktuerer, når der forekommer skift mellem perioder med få arter med høj dominans og perioder med mange arter med lav dominans.

Diversitetsudviklingen på fredmarkerne på Vorsø

I de danske undersøgelser er der fundet forskellige resultater vedrørende det tidspunkt, hvor artsdiversiteten topper. På de gamle fredmarker på Vorsø, der er på leret og moderat veldrænet jordbund (Sørensen & Lund-Hansen 1991), registrerede Wiinstedt (1938) at artsantallet i de tre permanente prøveflader faldt fra 48, 81 og 42 arter til hhv. 46, 46 og 30 arter i perioden fire til syv år efter ophør af landbrugsmæssig drift. Senere i successionsforløbet, seksten til 36 år efter fredningen, noterede Jessen (1968) et rimeligt konstant artsantal i vegetationen. Undersøgelser af de unge fredmarker på Vorsø viste ingen signifikante ændringer i artsantallet gennem de første fire år efter dyrkningens ophør (Lorenzen 1982).

Danske undersøgelser på tør, sandet jordbund

I de øvrige danske undersøgelser, der fortrinsvis er udført på lettere jorder, er det største artsantal registreret i de intermediære stadier. Degn (1987) registrerede det største antal arter ni år efter dyrkningsophør på en mager sandet mark i udkanten af Hessellund Hede. Sytten år efter dyrkningsophør, er artsantallet faldet, og stadig ikke stabiliseret (Degn, unpubl.). I en sammenligning af otte

midtjyske tørre, sandede marker, hvor perioden siden dyrkningsophør varierede fra to til 40 år, fandt Mogensen (1994) den største artsdiversitet i vegetationen på de marker, der har været opgivet i hhv. elleve og seksten år, når artsdiversiteten blev beregnet for hhv. karplanter og alle arter (incl. mosser og laver). På de marker, der har ligget urørte hen i længst tid (30 og 40 år), var diversiteten tydeligt lavere.

Udenlandske undersøgelser

I de udenlandske undersøgelser er der tilsvarende fundet meget forskellige resultater vedrørende artsdiversitetens udvikling gennem successionen. Enkelte forfattere melder, ligesom de danske undersøgelser på Vorsø, om et fald efter dyrkningsophør. Således noterede Symonides (1985) en faldende diversitet i perioden seks til 27 år efter dyrkningsophør på magre sandede marker i Polen. Det tidlige fald i vegetationens artsdiversitet beroede tildels på en meget tidlig opvækst af Ene og senere Skov-Fyr. Da undersøgelserne ikke medtager de tidligste pionerstadier, kan det ikke udelukkes, at der i de første seks år er sket en stigning i artsdiversiteten.

Ændringer i de indledende successionstadier

Andre undersøgelser omfatter kun de indledende stadier og kan derfor ikke dokumentere de langsigtede ændringer. Det gælder specielt de nyeste undersøgelser af brakmarker udtaget under EU's landbrugsreform. Således bl.a. Forche (1991), hvis analyser af en- til treårige brakmarker i Tyskland viste en klar stigning i det gennemsnitlige artsantal (hhv. 38, 55 og 63 arter) i et selvetableret plantedække på kalkrig lerjord. Efter to års braklægning var artsantallet ni gange større end på dyrkede marker. Turley et al. (1994) fandt et stigende antal arter i et selvetableret plantedække på stub gennem de første tre år af braklægningen. Brodie et al. (1992) fandt, i en treårig engelsk undersøgelse af brakmarker efter forskellige afgrøder, at efter en tidlig stigning i vegetationens artsdiversitet fulgte en række store fluktuationer. Smith et al. (1993) registrerede en stigning i antal arter i vegetationen gennem de tre første år efter dyrkningsophør af randzoner i England.

Stigende diversitet gennem seks-syv år

Der er også fundet konstante stigninger i artsdiversiteten i undersøgelser, der omfatter de første seks-syv år efter dyrkningsophør. Således fandt Odum (1960) i en old-field undersøgelse af 30 marker på varierende jordbund i South Carolina et stigende antal dominerende arter, samt en mere ligelig fordeling af de dominerende arter i vegetationen gennem de første seks år. Squiers og Wistendahl (1977) fandt en stigende artsdiversitet med alderen et til seks år efter dyrkningsophør på en lille old-field i Pennsylvania, og Hokanen og Raatikainen (1977b) noterede en jævnt stigende artsdiversitet i de første fem til seks år af vegetationsudviklingen på 28 undersøgte "reserved fields" i Finland på varierende jordbund.

Diversitetsudviklingen over længere tid

Af længerevarende undersøgelser kan nævnes Mellinger og McNaughton (1975), der registrerede en stigende artsrigdom med stigende alder på tre opgivne marker på kalkrige sandblandede lerjorder i staten New York, der havde været uden dyrkning mel-

lem fire og 36 år. Monk (1983) har i sine undersøgelser af 48 old-fields på veldrænede sandblandede lerjorder i Georgia fundet fluktuationer i artsdiversiteten og en moderat forøgelse i artsrigdommen gennem de første femten år. Pickett (1982) fandt en stigende artsdiversitet i de første sytten år efter dyrkningsophør. Han registrerede også store fluktuationer i diversiteten gennem hele det 20-årige successionsforløb på permanente prøvefelter i New Jersey på jordbund af sandblandet ler. Selv undersøgelser, der omfatter marker, der har været udyrkede i op til 60 år kan berette om stigende artsdiversitet gennem hele perioden. Inouye et al. (1987) fandt en stigende diversitet gennem 56 år ved side-by-side undersøgelser på 22 sandede marker med lavt kvælstofindhold i Minnesota. De så intet tegn på, at diversiteten faldt i de sene stadier. I en tjekisk undersøgelse af successionsforløbet på opgivne agerjorder i alderen seks til 60 år fandt Baumová (1985), at artsdiversiteten på de tørre jorder var uændret eller svagt stigende, medens vegetationen på de våde jorder havde en uregelmæssigt faldende diversitet.

Undersøgelser, der viser den højeste diversitet i de intermediære stadier

Bazzaz (1968 og 1975) fandt derimod den største artsdiversitet i de intermediære stadier og at artsdiversiteten i de senere stadier igen falder. Ved "side-by-side" undersøgelser på 21 opgivne lerede marker i Illinois, udyrkede mellem et og 40 år, registrerede han det største antal arter på marker, der havde ligget mellem fire og femten år uden dyrkning. De marker, der havde været udyrkede længere, havde lavere artsantal. Desuden konstaterede han meget store fluktuationer i artsdiversiteten i vegetationen på de marker, der havde været udyrkede i mindre end fire år. De samme store variationer indenfor de første fire år efter dyrkningsophør fandt også Tramer (1975) i sine undersøgelser på en old-field i Ohio på kalkrig lerjord. Southwood et al. (1979) har sammenlignet tre arealer, en nyopgiven agerjord (et til to år), en old-field (seks til syv år) og en birkedomineret ungskov (omtrent 60 år), der repræsenterer forskellige trin i et successionsforløb fra mark til skov. De fandt, at artsdiversiteten var højest på det nybraklagte areal, ca. seksten måneder efter dyrkningsophør (i foråret). I det sidste successionstrin i birkeskoven faldt artsdiversiteten til et meget lavt niveau (se Fig. 4). I en finsk undersøgelse af opgivne marker med varierende jordbund registrerede Prach (1985) en meget stor variation i artsdiversiteten i det første år efter ophør af landbrugsmæssig drift. I vegetationsudviklingens andet år var diversiteten højere pga. en mere ligelig fordeling af en- og flerårige arter. Herefter fluktuerede diversiteten alt efter dominansforholdene i vegetationen.

4.6 Plantedækkets rumlige fordeling

Ændringer i plantedækkets rumlige fordeling

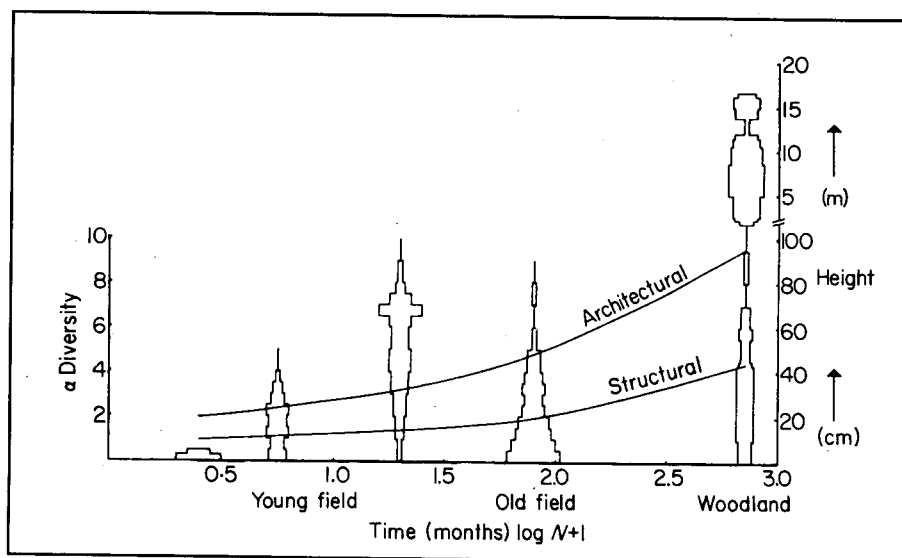
Ifølge Bazzaz (1975) er artsdiversiteten specielt høj, når der er en høj grad af strukturel diversitet i plantedækket, dvs. en heterogen fordeling af planter i både det vertikale og horisontale plan. Vegetationens vertikale struktur bliver mere heterogen gennem successionsforløbet (bl.a. Odum 1969, Pickett 1976 og 1987, Grime 1979, Southwood et al. 1979). Det hænger sammen med, at de dominer-

ende arters vækstform ændres under successionsforløbet fra dyrket mark til skov, typisk fra overvejende lave enårige arter over et stadium med dominans af flerårige urter og græsser, for sluttelig at være domineret af busk- og træagtige vækster med flere vækstlag. Dette mønster har Southwood et al. (1979) også genfundet i deres undersøgelser af det vertikale plan på tre arealer af forskellig successiv alder (se Fig. 5). På det nyopgivne areal (et til to år) var plantebiomassen koncentreret ved jordoverfladen og på den seks til syv år gamle old-field sås en begyndende stratifikation, medens vegetationen i det sene successionsstadium (birkeskov) havde en veludviklet flerlaget struktur. Denne ændring i den vertikale struktur med alderen kunne hverken Holst (1987) eller Mogensen (1994) finde i deres danske undersøgelser på tørre, sandede jorder.

Ændringer i plantedækkets horisontale heterogenitet

På marker i Pennsylvania, fire år efter dyrkningsophør, fandt McCormick (1968) en meget stor variation i artssammensætningen af 36 prøvefelter, der alle lå inden for få hundrede meters afstand (cf. Keever 1983). Lorenzen (1982) fandt en stigende variation i de enkelte prøvefelters diversitet i de første fire år af vegetationsudviklingen på de nye fredmarker på Vorsø. Symonides og Wierzchowska (1990) har undersøgt plantebiomassens og artsantallets fordeling i det horisontale plan på fire opgivne marker i Polen i alderen 8, 12, 18 og 27 år. De fandt en ujævn fordeling af biomassen uafhængigt af plantedækkets alder og en stigende variation i antal arter pr. 0,1 m² med stigende braklægningsstid. I en undersøgelse af 22 "old-fields" med varierende brakalder på 1-56 år fandt Inouye et al. (1987), at fordelingen af vegetationen indenfor marken blev mere heterogen med tiden siden dyrkningsophør udtrykt ved et fald i Jaccards similaritetsindeks.

I modsætning hertil registrerede Tramer (1975) en faldende horisontal heterogenitet i vegetationen gennem de første fire år efter ophør af landbrugsmæssig drift, og det samme var tilfældet for Baumová



Figur 5. Plantedækkets strukturelle diversitet i vegetationer af forskellige successiv alder: Ung mark, gammel mark ("old-field") og skov. Efter Brown og Southwood (1987).

(1985), der noterede en faldende heterogenitet i det horisontale plan med tiden i sin undersøgelse af opgivne agre, 6-60 år efter dyrkningsophør.

4.7 Vegetationsudviklingen på næringsfattige jorder

Vegetationsudviklingen på sandede, næringsfattige jorder

Udviklingen i de fremherskende CSR-strategier gennem successionen på naturligt næringsfattige jorder med lav potentiel produktivitet forløber fra dominans af ruderalet til dominans af stresstolerante arter med et intermediært stadie med mange ruderalet stress-tolerante planter (RS-strategier) (Grime 1979). Denne udvikling hænger sammen med en tiltagende stabilisering af miljøet efter den sidste omfattende forstyrrelse af vegetationen (f.eks. den seneste jordbehandling), og at mængden af de tilgængelige ressourcer reduceres efterhånden som næringsstofferne akkumuleres i biomassen eller udvaskes. Hertil kommer et stigende stress som følge af jordbundens forsurening.

Vegetationsudviklingen i Degns undersøgelsesområde

I de tre første år efter ophør af landbrugsmæssig drift på en mark nær heden ved Karup fandt Degn (1987) en overvægt af enårige arter. Det drejede sig om Snerle-Pileurt, Vej-Pileurt, Alm. Spergel og Svinemælde, der sammen med Alm. Kvik (med en frekvens på mere end 90 % i de første seks år) dominerede vegetationen. Senere indvandrede bl.a. Alm. Stedmoderblomst, Liden Museurt og Vår-Brandbæger. Allerede i vegetationsudviklingens tredje år var de enårige arter stærkt på retur, og Degn registrerede en betydelig forekomst af bl.a. Hare-Kløver, Gul Kløver, Blåmunke og tildels Flipkrave. Senere blev den flerårige vegetation domineret af Rødknæ, efterfulgt af Bølget Bunke, Alm. Kongepen og Håret Høgeurt, men også Alm. Røllike, Alm. Torskemund og Bitter Bakkestjerne samt græsserne Rød Svingel og Alm. Hvene var almindeligt forekommende i vegetationen.

Vegetationsudviklingen på Holsts marginale jorder

Holst (1987) har undersøgt to marker et år efter dyrkningsophør hvor pionervegetationen var meget forskellig. På en opgivet rugmark var de flerårige græsser Alm. Kvik og Krybende Hestegræs næsten eneherkende som ukrudt og dannede et tæt, 30 cm højt græstæppe efter dyrkningens ophør med islet af Rødknæ, Alm. Hvene og Alm. Stedmoderblomst. Efter dyrkning af foderplanter til vildtet var floraen derimod domineret af Krybende Hestegræs, Læge-Oksetunge og Snerle-Pileurt og med almindelig forekomst af enårige arter såsom Vej-Pileurt, Alm. Spergel, Alm. Stedmoderblomst, Hejrenæb og Gåsemad. På arealer, der havde været braklagt i tre til otte år, blev vegetationen karakteriseret som græsland med hyppig forekomst af de flerårige græsser Alm. Kvik, Alm. Hvene og Rød Svingel sammen med bl.a. Alm. Hundegræs og Krybende Hestegræs. Ud fra artssammensætningen på de i alt sytten undersøgte marginaljorder delte Holst (1987) vegetationsudviklingen op i fire indbyrdes forbundne successionsrækker: 1) Græslands-

successionsrækken, hvor pionervegetationen efter ganske få år overgår til en artsrig græsvegetation 2) Vindbruds-successionsrækken, der starter et fornyet successionsforløb, hvor jorden blotlægges 3) Lynghede-successionsrækken, karakteriseret ved indvandring af Hedelyng og 4) Fyrre-tilgroningsrækken, hvor arealerne er domineret af vedplanter, primært Skov-Fyr.

Generelt om udviklingen på tørre, sandede brakmarker

Udviklingen på de tørre sandede opgivne marker vil, hvis der er egnede frøkilder af bl.a. Rævling og Hedelyng i nærheden af arealet, i første omgang forløbe mod lave vegetationer med dominans af dværgbuske. Intermediært kan der forekomme stadier med karakter af græsdominerede overdrev. Ved sammenligning af flere danske successionsundersøgelser (bl.a. Degn 1987, Holst 1987) fandt Mogensen (1994), at en række arter var anvendelige til at karakterisere tre successionsstadier på tørre, sandede opgivne marker. I de første ti år efter dyrkningsophør vil Alm. Kongepen ofte være at finde i vegetationen og hyppigt også Alm. Hvene, Alm. Kvik, Bitter Bakkestjerne, Rank Evighedsblomst. Almindelige arter er endvidere Tidlig Dværgbunke, Alm. Markarve, Gederams, Rød Svingel, Fløjlgræs, Alm. Torskemund, Mark-Forglemmigej og Mælkebøtte spp. Et senere successionsstadium er karakteriseret ved Liden Klokke, Fåre-Svingel, Håret Høgeurt, Blåmunke, Mark-Frytle og Gyldenris. Og i det tredje successionsstadium vil arter som Hedelyng, Bølget Bunke, Rævling, Alm. Syre og Læge-Ærenpris være typiske arter på tørre, sandede opgivne marker.

Mogensen (1994) fandt, at flere overdrevsarter, f.eks. Alm. Kællingetand, Alm. Markarve, Blød Hejre, Femhannet Hønsetarm, Knold-Rottehale, Mark-Frytle og Tidlig Dværgbunke, var i stand til i en årrække at vokse på tørre, sandede arealer uden pleje, inden de bliver udkonkurreret af mere højt voksende arter. På magre overdrev vil man ofte se en glidende overgang til hedelignende områder med indslag af dværgbuske.

Udvikling af lynghede

Tidligere så man, at opgivne tørre, sandede marker uden pleje sprang i lyng gennem stadier af tør græsmark. Ferdinandsen (1918) registrerede en spredt forekomst af Hedelyng på en mark to år efter dyrkning af rug på tidligere hedejord ved Albæk. På tilsvarende marker fandt han, at fem til seks år efter braklægning udgjorde Hedelyng en betydelig del af vegetationen, med en frekvens på hhv. 28 og 64 %. Børgesen og Jensen (1904) fandt, at en opgiven ager ved Utoft sprang i lyng efter ni år.

Brakarealer som værdifulde bufferzoner

Undersøgelser ved Institute of Terrestrial Ecology (ITE) i England har vist, at opgivne marker med lavt næringsindhold i løbet af tre til fire år kan udvikle sig til sandet græsland/dværgbuskhede, der er værdifuld som bufferzone omkring eksisterende hedearealer (Firbank et al. 1993). Tilsvarende fandt Mogensen (1994) hyppige forekomster af Alm. Kvik, Gederams, Kryb-Hvene og Vår-Brandbæger, men tillige spredte forekomster af Alm. Markarve, Blå-Klokke, Fåre-Svingel, Gul Snerre, Hedelyng, Liden Skjaller, Læge-Ærenpris og Rundbælg på et sandet landbrugsareal ved Skarrild, tidli-

gere dækket af hede, senere opdyrket 1976-87 og ved undersøgelsen udyrket i seks år. Arealet grænsede op til hede og kun i markens randzone blev der noteret Hedelyng.

Klimaksvegetationen

I de danske sandjordsegne er klimaksvegetationen repræsenteret ved en blandingsskov. Dog kan dværgbuskstadiet være af en betydelig længde. I et forsøgsområde ved Rørvig, der har været fulgt i de første ti år efter dyrkning af rug og kartofler, er der registreret en kraftig opvækst af Birk og Skov-Fyr (Böcher 1970). I undersøgelserne af tørre, sandede marginaljorder på Djursland, har Holst (1987) registreret opvækst af Skov-Fyr, Gyvel, Vinter-Eg og tildels Bøg, Engriflet Hvidtjørn, Stilk-Eg, Alm. Røn, Alm. Hyld, Drue-Hyld, Glat Hunderose, Rød-Gran, Hvid-Gran og Ene.

Næringsfattige, fugtige jorder

Finske undersøgelser af opgivne marker ("reserved fields") på fugtige, sandede jorder har vist, at der sker en gradvis udskiftning af de fremherskende flerårige græsser fra ikke-tuedannende arter som Rød Svingel, Eng-Rottehale, Alm. Hvene og Eng-Rapgræs til tuedannende arter såsom Mose-Bunke (Törmälä 1982). På næringsfattige, fugtige jorder vil der udvikle sig en flerårig græs- og urteflora med f.eks. Knæbøjet Rævehale, Fløjlsgræs, Lav Ranunkel, Gåse-Potentil og Ager-Padderok. Ultimativt vil der udvikles krat af Pil (Vestergaard & Reenberg 1994).

4.8 Vegetationsudviklingen på næringsrige jorder

Vegetationsudviklingen på lerede, næringsrige jorder

Ved fredningen af de gamle fredmarker (Østermark og Vestermark) i 1930 blev der udlagt tre prøveflader (I, II og III), der siden er blevet undersøgt løbende. I de første år efter dyrkningsophør er der registreret en analog vegetationsudvikling på alle de opgivne marker. Pionervegetationen blev domineret af Lugtløs Kamille og Hvid Okseøje, med indslag af Rødknæ, Alm. Brunelle og Alm. Dværgløvefod. I successionens fjerde år var billedet væsentligt ændret med forekomst af en flerårig vegetation med Alm. Hvene, Fløjlsgræs, Ager-Tidsel og Alm. Hundegræs som de dominerende arter. Der var tillige partier, hvor bl.a. Alm. Kvik og Draphavre var de fremherskende arter (Wiinstedt 1938). Ved registreringerne i 1933, dvs. i successionens fjerde år, fandt Wiinstedt (1938) begyndende forskelle i plantedækkets udvikling, en tendens der blev mere og mere tydelig i de følgende år.

De gamle fredmarker på Vørsø

Fra græsmarksstadie til ungskov

Østermark

Vegetationsudviklingen på prøveflade I (på Østermark) er meget tidligt forløbet fra et græsmarksstadie til ungskov. I 1933 noterede Wiinstedt (1938) en betydelig forekomst af ganske små Ahornplanter, der sandsynligvis alle stammer fra samme modertræ. Ifølge Nielsen og Jensen (1979) er frøene højst tænkeligt spredt til arealet før dyrkningens ophør, der sammen med de gode springsbetingelser i den åbne pionervegetation har betinget den meget tidlige opvækst. Allerede efter syv år var træerne i ungskoven mandshøje med yderlige opvækst af Ask, Elm og Hvid-Gran samt buske såsom Alm. Hvidtjørn, Hunderose, Hassel, Alm. Hyld og Kalkved (Jessen

1968). 46 år efter dyrkningsophør dækkede fredmarksskoven næsten hele Østermark med Ær og Ask samt lokal forekomst af Elm og Rødel (Halberg 1991).

Vestermark

I modsætning til den udbredte skovdannelse på Østermark har opvækst på Vestermark (prøveflade II og III) kun fundet sted langs skovbrynet og nordvestkysten. På prøveflade III, der er udlagt tæt ved Vesterskov, er der ganske kort tid efter dyrkningens ophør registreret en massiv opvækst af Selje-Pil (Wiinstedt 1938). Efter 25 år var bevoksningen i bunden dækket af Ask og tildels Elm samt et urtelag af Feber-Nellikerod, Hindbær, Gederams, Korbær og Dunet Steffensurt (Jessen 1968). På arealet fandt Halberg (1991) en etableret ungskov med en mosaik af Ask, Elm og Selje-Pil.

Fra græsmark til dominans af Gederams og Hindbær

På prøveflade II er successionen forløbet fra græsmark til et stadie med dominans af Gederams og Hindbær med spredt opvækst af buske. Efter en meget urterig græsmarksvegetation med mange en- og toårige arter i det tredje år udvikledes en græshede med bl.a. Tidlig Dværgbunke, Hvid Okseøje, Alm. Kongepen og Rank Evighedsblomst. Et tæt plantedække af Ager-Tidsel og Hindbær med islæt af Gederams havde efter nitten år bredt sig til store dele af arealet. I perioden 1955-62 spredte Gederams sig eksplosivt, og i udviklingens 31. år udviste Gederams og Hindbær total dominans i et meget højt plantedække med Stor Nælde og spredt buskads af Tjørn, Hunde-Rose, Slåen, Kalkved og Alm. Hyld (Jessen 1968). I 1991 fandt Halberg (1991) ungskov og et tæt krat af Engriflet Hvidtjørn, Hunde-Rose, Slåen, Mirabel, og Alm. Hyld.

De unge fredmarker på Vorsø

Lorenzen (1982) fandt i de første år en total dominans af en- og toårige arter, specielt Lugtløs Kamille på de nye fredmarker (Nordmark og Sydmark). Pionervegetationen omfattede tillige arter som Mark-Forglemmigej, Alm. Fuglegræs, Ager-Stedmoderblomst, Fersken-Pileurt, Enårig Rapgræs, Hyrdetaske, Hvidmelet Gåsefod, Storkronet Ærenpris, Vej-Pileurt, Snerle-Pileurt, Haremad, Gåsemad, Skive-Kamille, Fliget Tvetand, Alm. Spergel og Sump-Evighedsblomst. Senere var der forekomst af enårige arter som Femhannet Hønsetarm, Alm. Dværgløvefod, Burre-Snerre, m.fl. (Lorenzen 1982). Den enorme mængde frø, tilført fra dele af de gamle fredmarker, bevirkede en meget tidlig forekomst af Gederams i vegetationen, der dominerede sammen med Alm. Kvik. I vegetationsudviklingens andet til fjerde år registrerede Lorenzen (1982) foruden de toårige arter Horse-Tidsel og Kær-Tidsel tillige flerårige urter som Glat Vejbred, Ager-Tidsel, Mælkebøtte, Hvid-Kløver, Grå Bynke, Ru Svinemælk, Stor Nælde, arter af Dueurt, Hindbær, Feber-Nellikerod, Lav Ranunkel, arter af Rumex, Prikbladet Perikon, Kantet Perikon, Ager-Svinemælk, Alm. Brandbæger, Alm. Kællingetand og Alm. Firling. Ligeledes forekom græsserne Stortoppet Hvene, Alm. Rapgræs, Fløjlsgræs og Eng-Rottehale. På store dele af de unge fredmarker fandtes Gederams og Ager-Tidsel, Hindbær og Stor Nælde i plantedækket seks år efter ophør af landbrugsmæssig drift. 13 år efter dyrkningsophør registrerede Halberg (1991) en begyndende dannelse af ungskov med opvækst af

forskellige træer og buske langs levende hegn og skovbryn. På et område fandt han Grå-Pil, Selje-Pil, Mirabel og tildels Vorte-Birk, på et andet var der opvækst af Elm, Vorte-Birk, Rød-El, Ask, Bævreasp og Grå-Pil.

Langs den sydlige rand af Sydmarken er der ifølge Halberg (1991) opstået en overdrevsagtig tørbundsflora med en del arter, der er sparsomt forekommende på Vorsø: Mark-Tusindgylden, Grøn Høgeskæg, Fin Kløver, Stribet Kløver, Bitter Bakkestjerne, Følfod, Håret Høgeurt, Bakke-Forglemmigej, Mark-Rødtop, Blød Hejre m.fl.

Næringsrige, våde lavbundsjorder

Braklægning af vandlidende marker, hvor dræning ophører, hvor ved grundvandsstanden hæves, vil ved naturlig succession resultere i forskellige typer af fugtigbundsvegetation. På næringsrig, ikke-vanddækket bund vil det typisk dreje sig om plantesamfund domineret af høje urter såsom Stor Nælde, Kåltidsel eller Lådden Dueurt. På lejlighedsvis vanddækket fugtig bund vil der være arter som Kryb-Hvene, Høj Sødgræs og Tagrør (Vestergaard & Reenberg 1994). Uden pleje eller drift vil næringsrige, våde lavbundsjorder efterhånden gro til med fugtigbundskrat og senere skov af Ask, Pil, El, Dun-Birk m.fl.

4.9 Ændringer i frøbanken

EkspONENTIELT fald i antal levedygtige frø

I et seksårigt forsøg med selvetablerede populationer fra ukrudtsfrø, hvor yderligere frøtilførsel hindres, registrerede Roberts og Dawkins (1967) et eksponentielt faldende antal levedygtige frø i de øverste ni cm. Frøtætheden faldt med 22, 30 og 36 % for jorder med hhv. nul (uforstyrrede jorder), to og fire årlige jordbehandlinger. På samtlige arealer faldt frøtætheden af Alm. Fuglegræs hurtigst (30 og 56 % for arealer med hhv. nul og fire årlige forstyrrelser). For alle arter var reduktionen større på arealer med fire end med to årlige jordbearbejdnings.

Større reduktion ved forstyrrelser af jordbunden

Roberts og Feast (1972) undersøgte frøtætheden i 2,5, 7,5 og 15 cm dybde og fandt at hhv. 37, 20 og 10 % af den oprindelige frøbank havde spiret efter et år og hhv. 58, 36 og 21 % havde spiret efter fem år uden forstyrrelser. Med undtagelse af Tofrøet Vikke, Ager-Stedmoderblomst og Vedbend-Ærenpris var fremspiringen størst det første år efter forstyrrelsen. Roberts og Feast (1973) har tillige undersøgt 20 ukrudtsarters levedygtighed i jordbundens øverste femten cm i de første seks år efter udsåning i forstyrrede og uforstyrrede jorder. De registrerede et eksponentielt fald i antal levedygtige frø registreret ved antal fremspirende kimplanter på 32 % årligt i forstyrrede og 12 % årligt i uforstyrrede jorder. Fremspiringen var betydeligt større i det første end i de efterfølgende år. I forstyrrede jorder faldt frøtætheden af Alm. Brandbæger, Vedbend-Ærenpris og Storkronet Ærenpris med 44-48 % årligt, medens en mere moderat reduktion blev noteret for Korn-Valmue, Lugtløs Kamille, Skive-Kamille og Læge-Jordrøg (20-26 %). Efter seks år var

frøtætheden for kun tre arter (Læge-Jordrøg, Snerle-Pileurt og Skive-Kamille) mere end 10 % af det oprindelige antal tilførte frø. På de uforstyrrede arealer registrerede Roberts og Feast (1973) det hurtigste fald i antal frø hos Tofrøet Vikke, Humle-Sneglebælg, Enårig Rapgræs, Alm. Fuglegræs, Alm. Spergel og Alm. Brandbæger (17-21 %) sammenlignet med et gennemsnitlig årligt fald på 6-8 % for Vej-Pileurt, Snerle-Pileurt og Alm. Pengeurt. Efter det andet år udviste Storkronet Ærenpris intet yderligere fald i frøtætheden. I de sidste tre år var den totale fremspiring på kun 1,3 % af de oprindeligt tilførte frø. Efter seks år var 53 og 48 % af frøene fra hhv. Hvidmelet Gåsefod og Alm. Pengeurt stadig levedygtige, medens 35-40 % af de udsåede frø var spiringsdygtige for Vej-Pileurt, Liden Nælde, Vedbend-Ærenpris og Ager-Stedmoderblomst.

Frøtætheden af Flyve-Havre

Ifølge Wilson (1988) faldt frøtætheden af Flyve-Havre i vårbyg med 50 % det første år efter udsåning, efterfulgt af en reduktion på 90 % årligt i de to følgende år. Mindre end 1 % af den oprindelige frøbank resterede efter tre år. På et areal udlagt med græs gennem seks år faldt forekomsten af Flyve-Havre fra 3693 frø pr. m² til blot 22 kimplanter pr. m² i den efterfølgende hvedemark. De 22 planter pr. m² var imidlertid nok til at producere 3.850 frø, svarende til den tidligere frøpulje.

Forskellige ændringer i frøtætheder ved braklægning

Lawson et al. (1992) registrerede ændringerne i forskellige arters frøtætheder i frøbanken fra før braklægning til to år efter. De noterede et kraftigt fald i antal frø pr. m² af Hyrdetaske (fra 28,300 til 7,590) og Kamille spp. (fra 2,800 til nul), og dette på trods af en stor frøproduktion af specielt Hyrdetaske i det første år efter braklægningens start. Faldet kan evt. hænge sammen med en betydelig frøpredation. De fandt derimod en markant stigning i antallet af frø pr. m² for Enårig Rapgræs (fra 770 til 19,500), Alm. Brandbæger (fra 590 til 13,300) og Ru Svinemælk (fra nul til 1,910). Det totale antal spirer frø steg med knap en trediedel gennem de første to brakår. Lorenzen (1982) har undersøgt spiringsprocenten for de enårige ukrudtsarter fra andet til fjerde år efter dyrkningsophør af de nye fredmarker på Vorsø. Han konkluderer, at i begyndelsen af et successionsforløb på forladt landbrugsjord vil spiringsprocenten være eksponentielt aftagende.

Større antal frø i pløjelaget på dyrkede end på braklagte arealer

Lawson et al. (1994) fandt en anselig reduktion i antal frø, specielt fra enårige urter, fra før braklægning til tre år efter, i både udsåede og selvetablerede brakvegetationer. De sammenlignede tillige den totale frøtæthed i dyrkede agerjorder med de tre-årige brakmarker med selvetableret plantedække og fandt et tilsvarende antal frø i de øverste ti cm af jordbunden. Frøantallet i hele pløjelagets dybde var størst på de dyrkede arealer. Ligeledes var artsrigdommen større i agerjorderne. Dette er i modsætning til en tidligere undersøgelse (Lawson og Boag 1993 cf. Lawson et al. 1994), der fandt, at frøbanks individrigdom og diversitet på selvetableret brak var større end både udsåede brakmarker og dyrkede marker. Denne uoverensstemmelse tilskriver Lawson et al. (1994) en forskel i effektiv-

teten af ukrudtskontrollen på de undersøgte dyrkede marker. Samme undersøgelse viste også, at Rapgræs spp. og Ager-Rævehale var hyppigere i frøbanken på de dyrkede end på de braklagte marker.

Frøtætheder i forhold til jorddybde

Lawson et al. (1994) fandt en signifikant højere frøtæthed i de øverste ti cm af frøbanken på selvetableret plantedække sammenlignet med udsåede brakvegetationer (Rajgræs, Rajgræs/Hvid-Kløver). I det dybere jordlag (10-20 cm) var der dog ingen signifikant forskel. Undersøgelsen viste endvidere, at Rapgræs spp. dominerede frøbanken på alle arealer, men fandtes i det dobbelte antal i selvetablerede vegetationer.

Frøbankens tæthed og diversitet er større i selvetablerede end i udsåede vegetationer

I en tilsvarende undersøgelse af frøbankens ændringer fra før braklægning til tre år efter med selvetablering registrerede Boag et al. (1994) en markant stigning i frøantallet, hovedsageligt som følge af store frømængder fra Rød Arve, Ru Svinemælk og Gold Hejre, samt en mindre stigning i det artsantal, der var repræsenteret i frøbanken. Boag et al. (1994) fandt, at den totale frøbank efter tre års braklægning var betydelig større i den selvetablerede vegetation end ved udsåning af brakafgrøde (Rajgræs og Rajgræs/Hvid-Kløver), samt fire gange større end ved braklægningens begyndelse. Frøbankens diversitet var ligeledes signifikant større i den selvetablerede vegetation end på marker med brakafgrøder.

Rew et al. (1992b) registrerede en nedgang i frøbankens indhold af frø pr. m² med stigende afstand fra markranden på et til tre-årige brakmarker. Nedgangen var eksponentielt faldende for de flerårige arter, og lineært faldende for de toårige arters vedkommende.

Kortvarig stigning i frøtætheden ved braklægning

Osbornova et al. (1990) registrerede en hurtig og kortvarig stigning i frøtætheden i jordbunden ved dyrkningsophør, efterfulgt af et faldende antal frø gennem successionen. Et lavere antal frø i jordbunden på dyrkede end på nybraklagte jorder forklarer Osbornova et al. (1990) ved en mekanisk ødelæggelse af frø ved jordbearbejdningen, eksponering af frø til klimatiske ekstremer efter jordbehandling og destruktion af kimplanter, hvorved der fjernes yderligere frø fra jordens puljer og frøregnen reduceres.

Frøenes vertikale fordeling

Hutchings et al. (1989) undersøgte frøenes vertikale fordeling i ældre braklagte markers frøbank. Hovedparten af de spiringsdygtige frø lå i de øverste fire cm af jorden i seks til tretten år gamle brakmarker. De enårige urter var jævnt fordelt i de øverste tolv cm, mens de flerårige urter og i særdeleshed de flerårige græsser var koncentreret i de øverste fire cm af jordbunden. Forklaringen til lægges den mere udprægede spiringshvile og større levedygtighed hos de en-årige arters frø sammenlignet med de flerårige arters frø.

Ophobning af frø i de øvre jordlag

Symonides (1986) fandt i en undersøgelse af polske marker, hvor dyrkning var ophørt for hhv. 6, 10, 16 og 26 år siden, at 70 til 90 % af frøbanken ophobedes i de øverste 2,5 cm af jordprofilen. Hun konstaterede endvidere, at frøantallet i dybden 2.5 til 4.5 cm var mange gange lavere end i det øverste jordlag, samt at mindre end

1 % af den samlede frøpulje fandtes dybere end 10,5 cm under jordoverfladen. Da hovedparten af frøene blev kastet i efteråret fandt Symonides (1986) også meget naturligt, at der var en større procentvis koncentration af frø i det øverste jordlag om efteråret end om foråret.

4.10 Sammenfatning

Vegetationsudviklingen på braklagte marker påvirkes af mange faktorer. I de tidlige successionsstadier er forhold såsom jordens næringstilstand og frøbank samt anlægelsesmetoderne, dvs. hvorvidt brakmarken er anlagt som stub- eller pløjemark, selvetableret plantedække eller udsået brakafgrøde, anlagt forår eller efterår etc. i høj grad bestemmende for hvilken pionervegetation, der fremspirer på arealet. Gennem det successive forløb vil vegetationens sammensætning i stigende grad afspejle de givne forhold, herunder klima, jordbund og fugtighedsforhold.

Successionen på braklagte marker forløber oftest fra stadier præget af ustabile forhold med mange næringsstoffer mod stadier præget af mere stabile og næringsfattige forhold. Vegetationen består derfor i starten af ruderale arter, der på næringsfattig jord erstattes af mere stresstolerante arter, og på næringsrige jorder i højere grad præges af konkurrencedygtige arter. Vegetationsudviklingen forløber fra et relativt kortvarigt stadie med enårige arter, over et mere eller mindre længerevarende stadie med to-flerårige arter, afløst af ungskov og kratvegetation, der i sidste ende erstattes af højskov. Tidspunktet for opvækst af buske og træer er et af de mest variable forhold ved vegetationsudviklingen på opgivne marker.

Gennem de sidste årtier er der foretaget et meget stort antal successionsundersøgelser på tidligere agerjorder, men kun et fåtal af disse strækker sig over mere end fem til ti år. Forskelle i de ydre forhold betyder, at udviklingen på enhver mark er særegen og gennem successionsforløbet vil hastigheden i udskiftningen af de dominerende arter variere. Der er således i både de danske og de udenlandske undersøgelser fundet meget forskellige resultater vedrørende det tidspunkt i vegetationsudviklingen, hvor artsdiversiteten i plantedækket er højest.

Flere undersøgelser har vist, at antallet af ukrudtsfrø i jordbunden, hvor en yderligere frøsætning hindres efter dyrkningens ophør, er eksponentielt aftagende. Denne reduktion er størst i forstyrrede jorder. På brakmarker hvor frøsætning ikke hindres vil frøtæthederne i frøbanken i årene umiddelbart efter dyrkningsophør stige markant for nogle arter og aftage eksponentielt for andre.

5 Brakvegetationen efter plejeindgreb

Plejeindgreb i form af græsning eller slåning er moderate forstyrrelser, der standser den naturlige succession på et trin i udviklingen, hvor vegetationen er lysåben, og artsdiversiteten er høj. Efter de gældende regler er græsning tilladt på enårige brakmarker fra 1. september til 15. januar og på permanent braklagte arealer hele året. Slåning er tilladt i hele udtagningsperioden dog ikke fra 1. maj til 30. juni (se kapitel 1.5). På de enårige brakmarker foretages slåning af plantedækket udelukkende af dyrkningsmæssige hensyn - for at begrænse ukrudtsplanternes frøproduktion.

5.1 Slåning

Effekten af slåning afhænger af flere forhold

Slåning påvirker artssammensætningen i vegetationen ved at influere på frøproduktionen, spirings- og etableringsbetingelserne og de konkurrencemæssige forhold i vegetationen. Effekten af slåning afhænger af arternes fænologiske stadium på slåningstidpunktet, specielt blomstringsperiodens starttidspunkt og varighed, der bl.a. påvirkes af vejrforholdene, arternes vækstformer, deres evne til vegetativ formering, livsvarighedstyper, evnen til at regenerere efter slåning og frøenes evne til at overleve i frøbanken (Fyns Amt 1995). Typiske græslandsarter er således flerårige arter, med vegetativ vækst og kun lejlighedsvis frøspiring (Parr & Way 1988). Slåningspraksis, dvs. slåhøjden, hyppigheden og tidspunktet for behandlingen, har stor betydning for vegetationens struktur og artssammensætning, og ændringer i praksis er et vigtigt middel til at styre vegetationsudviklingen (Parr & Way 1988).

Slåning og brakafgrøder

Landbrugets formål med at foretage slåninger i rotationsbrakken er først og fremmest et ønske om at minimere de enårige plantearters frøsætning. Den nuværende benyttelse af brakforpligtelsen medfører, at slåning ofte kombineres med udsåning af en slettolerant brakafgrøde, hvilket i høj grad begrænser den vilde floras mulighed for at etablere sig og kaste frø på brakarealet (Clarke & Cooper 1992, Davies et al. 1992, Clarke et al. 1995). Nogle brakafgrøder, såsom Hvid Kløver og Alm. Rajgræs, har en god evne til regeneration efter slåning og giver dermed dårlige betingelser for agerlandsfloraen. Udsåning af bl.a. Alexandriner-Kløver og Hestebønne resulterer derimod i gode vilkår for de vilde planter, idet brakafgrødens dækningsgrad falder betydeligt ved blot én årlig slåning (Lechner et al. 1992).

Effekten på enårige arter

Slåning vil i høj grad svække de enårige arter, idet deres fotosynteseprodukter udelukkende befinder sig i blade og stængler (Osbornova et al. 1990). Smith et al. (1993) registrerede en tendens til et lavere antal enårige og et højere antal flerårige arter i slået vegetation sammenlignet med ikke-slået vegetation i udyrkede randzoner et til

tre år efter dyrkningens ophør. Materialet var dog ikke stort nok til at fastslå om forskellen var statistisk signifikant.

Vækstformens betydning

Ved slåning af brakvegetationen vil frøsætningen hos lavtvoksende enårige arter såsom Vortemælk spp., Mark-Forglemmigej, Gåse-mad, Rød Arve, Ager-Stedmoderblomst, Enårig Rapgræs, Ærenpris spp., Pileurt spp. og tildels Alm. Fuglegræs ikke eller kun i ringe grad blive begrænset (Melander 1992). De mere opretstående, højt-voksende arter som f.eks. Korn-Valmue, Lugtløs Kamille og Ager-Sennep mister en stor del af plantevævet og sætter meget få frø.

Nogle arter, såsom Ager-Rævehale, Gold Hejre og enkelte spild-kornsplanter, kan tilpasse sig hyppige slåninger ved at sætte deres blomsterstande meget lavt, ofte under slåmaskinernes klippehøjde (Clarke & Cooper 1992, Shield & Godwin 1992). Andre er i stand til at eftermodne levedygtige frø fra afslåede umodne frøstandere (Alm. Fuglegræs, Flerfarvet Ærenpris, Hyrdetaske) (Froud-Williams 1988).

Effekten på flerårige arter

Flerårige arter har ofte underjordiske oplagringsorganer, f.eks. rhizomer, hvilket giver planterne en mulighed for en hurtig genvækst og dermed opretholdelse af populationen, selvom den kønnede formering hindres ved hyppige eller tidlige slåninger. En effektiv vegetativ formering kan give visse arter en konkurrencemæssig fordel, der opvejer tabet af næringsstoffer ved slåningen. Rosetplanter (såsom Lancet-Vejbred og Mælkebøtte spp.) har grundbladene tæt nedtrykt til jordoverfladen og mister dermed meget lidt biomasse ved slåning (Mølgaard 1972). Arter såsom Hvid Okseøj og Lav Ranunkel har veludviklet vegetativ formering med nedliggende rodslående udløbere og er dermed resistente overfor slet (Osbornova et al. 1990). Det sammen gælder Tveskægget Ærenpris, der har en vandret krybende jordstængel. Efter slåning vil mange af disse hemikryptofytter brede sig i den mere åbne vegetation. Højt voksende flerårige urter som Grå-Bynke, Ager-Tidsel og Tornet Tidsel kommer sig derimod dårligt efter slåning (Osbornova et al. 1990).

Græsser fremmes af slåning

Græsser vil ofte favoriseres af slåning, da de har en høj regenerationsevne, f.eks. Alm. Hundegræs, Alm. Hvene, Alm. Kvik, Alm. Rajgræs og Smalbladet Rapgræs (Törmälä 1977, Osbornova et al. 1990). Fjernelse af overjordisk biomasse vil stimulere dannelsen af sideskud og resultere i en forøget bladproduktion. Alm. Rajgræs reagerer på slåning ved en hurtig vertikal genvækst af de beskadigede blade, medens Alm. Hvene producerer et stort antal små udløbere og blade og dermed danner et lavt, kompakt græsdække (Grime 1979).

Forøget diversitet ved slåning

Parr og Way (1988) fandt, at artsrigdommen på undersøgte vejkanter i England var størst ved to årlige slåninger og mindst i de ubehandlede felter. Den forøgede diversitet ved slåning af vegetationen hang tildels sammen med, at planternes reducerede størrelse skabte mulighed for sameksistens af flere planter og dermed flere arter pr. arealenhed (Parr & Way 1988).

5.2 Slåningshyppighed

Antal årlige slåninger

Fyns Amt (1995) har ikke kunnet påvise nogen entydig sammenhæng mellem artstætheden (antal arter pr. m²) i undersøgte vejkanter, og hvorvidt vegetationen slås en eller to gange årligt. Dog viser resultaterne en tendens til en relativ stigning i artstætheden ved to årlige slåninger. I de første tre år efter dyrkningsophør af to m brede randzoner fandt Smith et al. (1993) ingen signifikante sammenhænge mellem slåningshyppighed og antal arter i vegetationen. De så dog en tendens til flere arter, hvor plantedækket blev slået to gange årligt.

Ford et al. (1992) fandt ingen effekt af forskellige slåningshyppigheder og -tidspunkter på vegetationens artssammensætning. Boag et al. (1994) fandt, at to årlige slåninger sammenlignet med én slåning gav et signifikant lavere antal frø af Alm. Rajgræs, Ru Svinemælk og Gold Højre i jordbunden, og et større antal frø af Mark-Ærenpris.

Slåningshyppighed og Havre-arter

Tre til fire år efter dyrkningsophør registrerede Smith og MacDonald (1992) en signifikant højere frekvens af Havrearter i selvetablerede randzonevegetationer, hvor der foretages to årlige slåninger sammenlignet med én eller ingen slåning. Selv hvor en sommerslåning fjernede en stor del af blomsterstandene, var der ingen signifikant påvirkning af populationsstørrelsen det følgende år. Det hænger sammen med at Havre-arterne har en stor persistent frøbank.

.... og Ager-Rævehale

Shield og Godwin (1992) fandt, at frøproduktionen hos Ager-Rævehale hæmmes af hyppige slåninger (tre til fem gange årligt). I Frankrig har undersøgelser vist, at syv årlige slåninger hindrer frøsætningen hos Ager-Rævehale (Clarke et al. 1995).

.... og andre arter

Baumová (1985) undersøgte individuelle arters respons på forskellige slåningsintensiteter (en til otte gange årligt) og fandt bl.a., at Alm. Kvik, Alm. Hundegræs og Draphavre var følsomme overfor hyppige slåninger, hvorimod en moderat slåningsfrekvens ikke havde nogen målbar effekt. Undersøgelsen viste samtidig en positiv sammenhæng mellem slåningshyppighed og den procentvise andel af tokimbladede arter i vegetationen. Denne tendens var tydeligst i de sene successionsstadier (20-60 år i fht. seks til ti år efter dyrkningsophør). Törmälä (1977) fandt i modsætning hertil, at tokimbladede arter responderede dårligere på slåning end enkimbladede arter.

Shield og Godwin (1992) fandt, at hyppige slåninger fire år efter dyrkningsophør reducerede forekomsten af Alm. Kvik. Parr og Way (1988) fandt, at forekomsten af Ager-Tidsel, Alm. Bjørneklo, Alm. Kvik, Draphavre, Eng-Rævehale og Vild Kørvel i vejkanter faldt, når antallet af årlige slåninger steg (0, 1, 2 og 5 gange).

Arter der fremmes af slåning

Hvid-Kløver fremmes af hyppige slåninger (Schmidt 1982, Parr & Way 1988), og Ager-Snerle og Vikke-arter forøger deres biomasse

efter slåning (Baumová 1985). Fyns Amt (1995) fandt, at to årlige slåninger begunstiger bl.a. Alm. Hundegræs, Bidende Ranunkel, Blåhat, Fløjlsgæs, Hvid Okseøj, Lancet Vejbred, Mælkebøtte, Rød Svingel og Tveskægget Ærenpris i vejkanter. Ifølge Parr og Ways (1988) vejkanthusundersøgelser fremmes Lancet-Vejbred og Lav Ranunkel af to slåninger, Alm. Hundegræs, Eng-Svingel og Hvid-Kløver favoriseres af to til fem slåninger, medens Alm. Rajgræs, Høst-Borst, Kryb-Hvene, Mælkebøtte og Rapgræs spp. begunstiges af fem årlige slåninger. I en toårig brakmark konstaterede Lawson et al. (1992) en større frøtæthed af Hyrdetaske i jordbunden, hvor der var foretaget tre årlige slåninger sammenlignet med en årlig slåning. Schmidt (1982) fandt, at hyppige slåninger (op til otte gange årligt) kan forøge forekomsten af mosser i vegetationen.

Slåningens betydning afhænger af blomstringstidspunktet

Slåningens indflydelse på de enkelte arters frøsætning i brakmarken afhænger af artens blomstringstidspunkt, og blomstringens varighed. Da plantearterne har meget forskellige blomstringstidspunkter, som spænder fra tidligt blomstrende arter såsom Hyrdetaske, Alm. Brandbæger og Rød Tvetand til sent blomstrende arter som f.eks. Lugtløs Kamille, Gul Okseøj, Hvidmelet Gåsefod, Vindaks og Pileurt spp., vil ikke alle arters frøsætning blive lige hæmmet ved slåning af brakmarken. Mængden af næringsstoffer, der fjernes ved slåningen er størst under blomstringen, idet der på dette tidspunkt er en overvejende opadgående stoftransport i planterne (Imhoff et al 1980 cf. Fyns Amt 1995).

Sommer- og vinterannuelle arter

Ifølge Rusch (1988) favoriseres de sommerannuelle arter af en kort og forholdsvis åben vegetation, medens de vinterannuelle arter er knyttet til arealer med blotlagt jordbund. Slåninger tidligt i vækstsæsonen fremmer begge typer af enårige arter (Fyns Amt 1995), da resultatet heraf er en kort, åben vegetation, med enkelte partier med blotlagt jordbund.

Arter, der er følsomme overfor slåning

Ifølge Smith og Jones (1991) er enårige arter med kortlevende frøbank specielt følsomme overfor regelmæssige, tidlige slåninger. Ligeledes vil sentblomstrende, flerårige arter med kortlevende frøbank, som er afhængige af regeneration via frø, forsvinde fra vegetationer med regelmæssige, tidlige slåninger (Alm. Hundegræs, Eng-Svingel). Populationer af disse arter kan kun opretholdes ved, at slåningen periodevis foretages på andre tidspunkter. Flerårige arter med lang levetid og persistent frøbank (Vellugtende Gulaks, Lancet Vejbred), arter med tidlig frøsætning (Alm. Rapgræs, Bidende Ranunkel, Vellugtende Gulaks) eller arter med effektiv vegetativ formering (Rød-Svingel, Lancet Vejbred) forsvinder derimod ikke fra vegetationen ved tidlige slåninger.

5.3 Slåningstidspunkt

Tidlige slåninger

Nogle arter hæmmes i betydeligt højere grad af tidlige end af hyppige slåninger. Det gælder f.eks. Vild Kørvel, hvis vegetative vækst

reduceres kraftigt ved slåninger omkring blomstringens begyndelse (Parr & Way 1988, Mierlo & Groenendaal 1991). Ved slåning tidligt på sæsonen registrerede Shield og Godwin (1992) en forholdsvis lille reduktion af Gold Hejre og Ager-Rævehale. Det hænger sammen med, at flere skud befinder sig under slåningshøjde på dette tidspunkt. Smith og MacDonald (1992) fandt endvidere, at en meget tidlig behandling reducerer frøproduktionen hos Gold Hejre, idet arten sætter blomster tidligt på sæsonen. Smith og MacDonald (1992) og Smith et al. (1993) viste endvidere, at to år efter dyrkningsophør medførte efterårsslåning af Gold Hejre, Havre spp. og Burre-Snerre en større forekomst af disse arter det følgende år. Dette hænger ifølge Smith et al. (1993) sammen med, at vegetationen i vinterperioden er mere åben og med flere gaps, samt at frøproduktionen er større end på arealer med tidligere behandlinger. Frekvensen af Alm. Kvik steg derimod ved slåninger forår og sommer (Smith & MacDonald 1992). Slåninger forår og efterår resulterede i et højere artsantal i vegetationen end slåning forår og sommer i udyrkede randzoner i de første tre år. Forskellen er dog ikke signifikant. Smith et al. (1993) noterede endvidere en tendens til, at efterårsslåninger fremmer den flerårige mere end den enårige flora. Spildkornsplanter af hvide formår ikke at komme sig efter tidlig slåning (Shield & Godwin 1992).

Sammenligning af slåningstidspunkter

Schmidt har gennem 24 år sammenlignet vegetationens sammensætning på en opgiven ager ved varierende behandlingsformer, heriblandt slåning i hhv. maj og oktober (Schmidt 1982 og 1993). Ved én årlig slåning af vegetationen i forårsperioden favoriseres arter såsom Følod, Kirtel-Dueurt, Kruset Skræppe og Skov-Jordbær samt Hunde-Rose og Selje-Pil (Schmidt 1982). Efterårsslåning fremmer bl.a. Ager-Svinemælk, Alm. Hundegræs, Burre-Snerre, Draphavre, Fløjlsgræs, Korn-Valmue, Lugtløs Kamille, Ladden Dueurt, Rød-Kløver og Vindaks (Schmidt 1982).

Slåning af vejkanter

Fyns Amt (1995) har i 1987 og 1989 gennemført en vejkantundersøgelse i 120 analysefelter, hvor vegetationen blev slået i hhv. efteråret (august-oktober), og efterår og forsommer (maj-juni). Da der ikke er en behandling i forsommeren alene, kan man ikke skelne mellem effekten af slåningstidspunkt og -hyppighed. Undersøgelsen viste, at to årlige slåninger (forsommer og efterår) reducerer dækningsgraden af flerårige, højt voksende arter såsom Alm. Kvik, Ager-Tidse, Vild Kørvel, Stor Nælde, Hvid Snerre og Draphavre. Det hænger sammen med, at disse arter fik fjernet en stor del af deres overjordiske biomasse ved forsommerenslåningen, hvilket nedsatte deres konkurrenceevne i plantesamfundet. Til gengæld fremmedes arterne: Rød Svingel, Blåhat, Mælkebøtte spp., Hvid Okseøje, Lav Ranunkel, Lancet Vejbred, Tveskægget Ærenpris, Alm. Røllike, Fløjlsgræs, Alm. Hundegræs og Bidende Ranunkel. To årlige slåninger favoriserede således mere lavt voksende arter, idet deres vækstform bedre er tilpasset slåning, og arter med en hurtig genvækst. Forsommerenslåningen virkede meget forskelligt på de enkelte arters blomstring, idet den hindrede blomstringen hos Blød Hejre, Gul Fladbælg, Alm. Kællingetand og Stor Nælde, forkortede den hos Alm. Hundegræs, Draphavre, Eng-Rapgræs, Lancet Vej-

bred, Rød Svingel og Vild Kørvel, forskød blomstringen hos Gåse-mad, Lav Ranunkel, Mark-Forglemmigej og Tveskægget Ærenpris og forlængede blomstringen hos Alm. Pimpinelle og Mark-Ærenpris. Endvidere gav slåningen anledning til en ekstra blomstringsperiode hos nogle arter. Blomstringsprocenten, der er det gennemsnitlige antal prøvefelter med blomstrende individer, øgedes af to årlige slåninger hos bl.a. Alm. Røllike, Blå-Klokke, Eng-Gedeskæg, Glat Ærenpris, Høst-Borst, Mark-Forglemmigej, Mark-Ærenpris og Tofrøet Vikke, medens blomstringsprocenten faldt hos arter såsom Ager-Tidsel, Alm. Hundegræs, Eng-Rapgræs, Hvid Snerre, Mark-Krageklo, Rød Svingel og Skvalderkål. Vejkanter, der udelukkende slås om efteråret, havde flere blomstrende arter pr. m² og en højere blomstringsprocent (Fyns Amt 1995).

Hyppige slåninger af brakvegetationen fra midt i maj vil minimere frøproduktionen hos de enårige arter. Omvendt vil hyppige slåninger fra midten af sommeren fremme forekomsten af disse arter ved at reducere det øvrige plantedækkes konkurrenceevne (Wilson 1988 cf. Smith et al. 1993).

5.4 Det afslåede materiale

De fysiske og kemiske forhold under det afslåede plantedække

Store mængder afslået plantemateriale kvæler den underliggende vegetation, idet fotosynteseraten reduceres, så planterne blegner, og modtageligheden for sygdomme forøges (Parr og Way 1988). Lys-, temperatur- og jordbundsforholdene er ofte ufavorable for spiring og kimplanteetablering, og vegetationsfrie gaps vil snarere udfyldes ved vegetativ spredning af eksisterende planter og ikke af eventuelt nye arter. Allelopatiske effekter kan hæmme frøspiring og etablering; således nævner Lorenzen (1988), at Gederams udskiller giftige stoffer, når førnen nedbrydes, der virkede hæmmende på etableringen af bl.a. vedplanter. Ligeledes er nogle arters etablering hæmmet af deres egne nedbrydningsprodukter (Keever 1950).

Betydningen af brakvegetationens sammensætning

Da nyligt opgivne agerjorde er meget produktive, vil man ved afslåning af plantedækket forvente en stor førnebiomasse. Hvis slåningen foretages tidligt i vækstsæsonen kan det resultere i, at den underliggende vegetation visner. Ifølge Smith et al. (1993) vil udsåning af en divers frøblanding på brakmarker medføre en mindre primærproduktion end ved udsåning af enkelte hurtigtvoksende arter. Dette vil sandsynligvis give en bedre overlevelse af vegetationen under det efterladte plantemateriale.

Effekten på vegetationens diversitet

Silfverberg (1980) fandt en negativ sammenhæng mellem artsrigdommen og førnens tykkelse i sine undersøgelser af 33 opgivne marker i forskellige aldre. Parr og Way (1988) har påvist, at antallet af plantearter øges signifikant i vegetationer, hvor det afslåede materiale fjernes efter slåning. Hvis det afslåede plantemateriale efterlades, nedsættes spiringsmulighederne for jordbundens frøpulje og overlevelsen af den eksisterende plantevækst. Når det afslåede plantemateriale fjernes fra vegetationen ved sammen-

rivning, sker der en oprodning af jordbunden, hvilket ligeledes fremmer spiringsmulighederne. Ifølge Lawson et al. (1992) havde fjernelse af det afslåede plantemateriale efter hhv. en og tre årlige slåninger ingen signifikant effekt på frøbankens sammensætning og størrelse på et- til treårige brakmarker. Smith et al. (1993) kunne ikke påvise nogen effekt af fjernelse af det afslåede materiale på vegetationens diversitet i de tre første år efter dyrkningsophør af randzoner.

Enkeltarters respons på efterladt afslået materiale

Smith et al. (1993) fandt, at det afslåede materiale kan reducere forekomsten af adskillige ukrudtsarter, når det efterlades på plantedækket. Dette er i overensstemmelse med Shield og Godwin (1992), der i en undersøgelse af to- til treårige brakmarker fandt, at fjernelse af det afslåede materiale medførte en forøget forekomst af Gold Hejre. Smith og MacDonald (1992) registrerede derimod en faldende forekomst, hvis slåningen foretages om sommeren, hvor frøene modnes. Frøproduktionen af Ager-Rævehale er betydeligt hæmmet ved fjernelse af det afslåede materiale efter slåninger forår og sommer (Smith & MacDonald 1992). Det hænger sammen med, at frøene modnes samtidig med slåningen om sommeren.

5.3 Græsning

Afgræsning af tidligere agerjord

På tidligere agerjord, der siden 1949 har været benyttet til fåregræsning, har Bullock et al. (1994 og 1995) siden 1986, da gødskningen ophørte, undersøgt udviklingen i vegetationsdækket. Udgangspunktet var en relativt næringsrig vegetation domineret af flerårige kulturgræsser (Alm. Rajgræs og Kryb-Hvene) med ringe islet af tokimbladede arter. Bullock et al. (1994) fandt, at græsningseffekten på græsserne er minimal, medens almindelige tokimbladede arter blev fremmet af især høj græsningsintensitet. De noterede endvidere, at frøplanternes etablering i gaps stammer fra nyligt spredte frø og ikke fra frøbanken, og at artssammensætningen i gaps var positivt korreleret med vegetationens sammensætning, dog med overrepræsentativitet af tokimbladede (dette gjaldt især ved høj græsningsintensitet). Bullock et al. (1995) beskrev etableringen af et plantedække (gennem udløbere og frø) efter eksperimentel dannelse af gaps af forskellig størrelse (diameter: 3, 6 og 9 cm). Resultaterne viste, at hullerne langsomt udfyldes til en dækning på 71 % i løbet af et år, og at små gaps udfyldes ved vegetativ vækst, medens frøplanter etablerer sig i store gaps. Bullock et al. (1995) fandt tillige, at mortaliteten hos frøplanterne ved hård græsning var større end hos arter med vegetativ vækst (udløbere).

Tørt græsland på kalkrig bund

På en opgiven ager (marginaliseret i 1981) på næringsfattig jordbund, der tidligere var en del af et tilgrænsende overdrev (*Bromus erectus*/*Brachypodium pinnatum* græsland) i et kalkstensområde, har Gibson et al. (1987a, 1987b og 1987c) og Gibson og Brown (1991a og 1992) undersøgt vegetationsudviklingen, efter at ekstensiv græsning med får blev indført på en del af arealet i 1985. Før plejeindgrebet var der etableret et græsdække på arealet bestående

af Kryb-Hvene og Alm. Rapgræs med islæt af Krybende Hestegræs, Alm. Kvik, Alm. Hundegræs og Draphavre.

Forårsgræsning skaber åbninger i vegetationen til fordel for arter, der er afhængige af frøformering.

Ved analysen efter to års græsning fandt Gibson et al. (1987a), at der var sket en uddifferentiering af de græssede arealer i forhold til det ugræssede kontrolområde. Arter, der fortrinsvis optræder i de tidlige successionsstadier, forsvandt under ugræssede forhold, men forblev på det græssede område. Det græssede område blev gradvist mere præget af arter, der fortrinsvis optræder på vedvarende græsningsarealer. Gibson et al. (1987b) har undersøgt insektfaunens indflydelse på den tidlige vegetationsudvikling ved at sprøjte med insekticider på en del af arealet. Resultaterne viser, at insekterne kan påvirke vegetationens struktur og dækningsgrad samt ændre successionsforløbet ved at fremme enårige urter og hæmme enårige og få-årige græsser. Gibson et al. (1987b) har påvist, at insekter spiller en betydelig rolle for vegetationens sammensætning især i de tidlige successionsstadier, og at de kan påvirke vegetationsudviklingen i samme retning som fåregræsning. Gibson et al. (1987c) har analyseret effekten af tidlig forårsgræsning på vegetationens sammensætning og plantedækkets højde på forskellige skala-niveauer. De mest markante resultater viser, at forårsgræsning har effekt sæsonen igennem, idet vegetationen forbliver lavere og artsantallet højere. Hertil kommer, at forekomsten af de enårige urter øgedes, mens de enårige græsser reduceredes. En øgning i antallet af kortlevende flerårige og toårige var kun synlig på det høje skala-niveau. Konklusionen er, at en tidlig - og hård - forårsgræsning etablerer gaps, som specielt er til fordel for de arter, der er afhængig af frøformering.

Græsningens betydning for arts-turnover

Gibson og Brown (1991a) beskriver græsningens indflydelse på arts-turnover (kolonisering plus elimination) på forskellig skala gennem de første seks år med græsning. De fandt, at artsdiversiteten i de græssede områder stiger til et maksimum, hvorefter den falder, medens diversiteten i de ugræssede kontrolområder var konstant faldende. Undersøgelsen skelner dog ikke mellem arternes kvalitative værdi. Græsning påvirker arts-turnover ved at øge både koloniseringen bl.a. gennem forbedrede spiringsbetingelser og elimination. Jo mindre skala, der betragtes, jo større indflydelse får græsningstrykket for vegetationssammensætningen.

Etablering af vegetations-typer, der minder om overdrev, er en meget langvarig proces

Gibson og Brown (1992) forsøger at klarlægge udviklingen af en sekundær succession ved at supplere egne resultater med undersøgelser på ældre græsningsarealer, hvor græsning genoptages efter ca. 35 års driftsophør. Sammenligningen viser, at udviklingen går fra vegetationer med dominans af ruderate (R) arter mod plantesamfund af stress-tolerante (S) arter, der er karakteristisk for de gamle græsningsmarker med mellemstadier, hvor konkurrencestrategier (C og CR) er fremherskende. De fandt endvidere, at småfrøede arter fremmes af både ekstensiv afgræsning og forårsgræsning, medens storfrøede arter fremmes af både et højt græsningstryk og efterårsgræsning. Gibson og Brown (1992) konkluderer, at tiden er den vigtigste faktor for udviklingen af floraen mod gammel græsningsland, men at et højt græsningstryk konditionerer området

(initierer og vedligeholder processerne) til, at tiden kan ændre det. På den undersøgte lokalitet, hvor de indvandrende arter var et tilfældigt uddrag af floraen i omgivelserne (gammelt græsningsland) vurderer Gibson og Brown (1992), at successionsforløbet mod etablering af en vegetationstype, der minder om overdrev, vil vare lige så lang tid som sekundær skovsuccession, det vil sige mere end 100 år.

Vegetationsudviklingen efter ophør af forstyrrelser på græsarealer

Gibson og Brown (1991b) har sammenlignet floraen på syv lokaliteter på kalk i et simuleret successionsforløb fra tidligere forstyrrede græsarealer til gammel kontinuert græsningsland. De forstyrrede områder har enten været opdyrket en periode af ukendt varighed eller på anden vis fået ødelagt vegetationen (fræsning med motorcykler, tørvskæring). Herefter er kulturindgrebet opgivet og arealet overladt til succession (3 til 44 års succession) under græsning. Fem andre analyser af artssammensætningen på kalkrigt græsningsland i forskellige successionsstadier (ung: mindre end 10 år, medium: 10 til 100 år og gammel: mere end 100 år) fra 'omdriftskultur' blev inddraget. Resultaterne viser, at artstætheden er uafhængig af alder - et stort artsantal er i sig selv ikke udtryk for arealets alder. Ordinationsanalyse af prøvefelterne viste en stor variation i vegetationens artssammensætning i de første år, men med tiden opstod en stigende floristisk lighed. Det er dog uvist, i hvor høj grad dette forhold afspejler opdykningsperiodens længde. Gibson og Brown (1991b) fandt, at samtlige registrerede arter var vidt udbredte og vurderer, at det tager meget lang tid at etablere noget, der ligner de gamle græsningsarealer, selv under de beskrevne meget gunstige forhold.

Analyse af frøbankens og vegetationens udvikling efter græsningsophør

Milberg (1995) har foretaget en analyse af frøbankens og vegetationens udvikling efter græsningsophør på et gammelt overdrev på kalkholdig bund, ved at sammenligne to områder på den samme mark, hvoraf det ene var taget ud af kontinuerlig græsning for atten år siden. Den ugræssede del var på analysetidspunktet vokset til med 16 til 20 meter høje blandede løvtræer. Der var ca. 19.000 frø pr m² i 0 til 8 cm dybde. En ordinationsanalyse viste, at den floristiske sammensætning i vegetation og frøbank var forskellig på græssede og ugræssede områder. Dette viste sig ved en faldende artstæthed og en stigende homogenitet i vegetationen ved græsningsophør. Ifølge Milberg (1995) medfører driftsophør ingen ændringer i frøbankens artstæthed, men han fandt, at de arter, der var forsvundet fra vegetationen kun i få tilfælde forekom i frøbanken, og da ofte i de dybere jordlag.

Græsning forbedrer spiringsforholdene

I en undersøgelse af græsningens betydning har Rusch (1988) sammenlignet spiringen i kunstigt etablerede gaps på en græsset græsmark (på kalk), med kort plantedække og stedvis åben bund, og en ugræsset græsmark med høje græstuer og mosbund. Resultaterne viste, at græsning forbedrede spiringsforholdene for samtlige arter, men især de sommer-enårige. Dannelsen af kunstige gaps fremmede spiringen af de fleste arter, i særdeleshed de vinterannuelle arter. Derimod fremmede det ikke de flerårige græsser, der spirede meget godt i høj vegetation. Rusch (1988) vurderer, at

dannelse af gaps, ved græsning eller på anden vis, er en forudsætning for etablering af ganske mange arter, og at ophør af græsning eller manglende græsning retter udviklingen mod dominans af græsser.

Græsning fremmer dannelsen af kalkgræsland

Ifølge Mitchley (1988) fremmer græsning dannelsen af kalkgræsland på tidligere agerjord ved dels at øge spredningen af arterne, når de først er kommet ind på arealet, dels at holde anden vækst, specielt træer, i ave.

Tørt græsland på morbund

Bülow-Olsen (1980c) beskriver effekterne af en genoptagning af græsning, ved tre græsningsintensiteter, på sure, sandede arealer i Mols Bjerger, der ved forsøgets start i 1974 har været ugræsset i hhv. 64, 14 og 0 år (i fortsat græsningsdrift). Arealerne var ved udgangspunktet mere eller mindre domineret af Bølget Bunke og Hedelyng og artstætheden var ti gange så høj på det fortsat græssede areal som på de to ugræssede arealer. Allerede fire år efter genoptagelse af græsning var artstætheden i vegetationen øget flere gange, mest markant ved den højeste intensitet. Det skete dog hovedsageligt ved vegetativ vækst, hvorfor stigningen i artsantallet kun registreredes på dm² og ikke på m² skalaniveau. Indvandring af arter fra nabobiotoperne var stor, hvor græsningsintensiteten var høj. Bülow-Olsen (1980c) fandt en generelt artsfattig frøbank (77 % Hedelyng), og at frøload (eksklusiv Bølget Bunke) er 475 frø m⁻². Spiringsforholdene på græsningsarealerne var dårlige og de vindspredte arter blev stort set ikke registreret i vegetationen. Fremspiringen af tokimbladede arter var størst på kokasser. Bülow-Olsen (1980c) konkluderer, at restaurering ved genoptagelse af græsning ikke resulterer i en urterig vegetation, end ikke af de arter, hvoraf der er diasporer på området.

Sammenligning af kreaturer og får

Buttenschön og Buttenschön (1982) har målt græsningstrykket, på en firedelt skala, fra kreaturer og får på fem forskellige vegetationstyper (fra fugtig eng til hede og buskdækket vegetation) på sur, næringsfattig bund (Mols Bjerger). Resultaterne viste, at kreaturer græsser relativt højt, at de foretrækker græsser, undgår en del urter og grove græsser og starer, undgår skyggede områder og fordeler deres græsning geografisk, idet de har præferens for fugtig eng. Får græsser tæt, de foretrækker urter fremfor græsser og star, de græsser geografisk smalt i en foretrukken vegetationstype, og de har præferens for Rød Svingel/Kryb-Hvene dominerede enge, der er mere tør end den fugtige eng.

Reduceret diversitet i afgræsset vegetation

Flere forhold kan reducere diversiteten i den afgræssede vegetation. Steen (1980) beskriver i en oversigtsartikel sammenhængen mellem græsningsarealers agronomiske og naturmæssige værdi. Han noterer, at vegetationens udvikling på græsningsarealer er bestemt af de naturgivne forhold specielt base- og fugtighedsgradier. Steen (1980) registrerede endvidere en forøget homogenitet i vegetationen og dermed en udviskning af de naturlige gradier ved stigende gødningstilførsel. I Irland, hvor der ifølge McAdam et al. (1994) er problemer med overgræsning af kantbiotoper, viser status efter tre

år, at fravær af fåregræsning og gødning (100 kg. N pr. ha.) øger artsantallet i vegetationen.

5.6 Jordbehandling

Jordbehandling fastholder vegetationsudviklingen i det ruderalet stadium

Ved omfattende forstyrrelser, der ødelægger vegetationsdækket fuldstændigt, såsom jævnlige jordbehandlinger, vil successionsforløbet fastholdes i det ruderalet stadium (Grime 1979). Schmidt (1993) har gennem 24 år registreret artssammensætningen på arealer med en årlig jordbehandling hhv. forår og sommer. Han fandt en betydelig forskel i de fremherskende livsformer i vegetationen efter 24 års behandlinger, idet jordbehandling om sommeren (juli) resulterede i en meget stor andel af therofytter (86 %), medens forårsjordbehandling (april-maj) medførte en mere ligelig fordeling af therofytter (o. 40 %), hemikryptofytter (o. 35 %) og geofytter (o. 20 %). Schmidt (1993) fandt ligeledes et højere artsantal pr. arealenhed på arealer med årlig jordbehandling om foråret end om sommeren.

Konsekvenser af tidspunktet for jordbehandling

Ved årlige jordbehandlinger i forårsperioden fremmes therofytter såsom Ager-Sennep, Fersken-Pileurt, Hundepersille, Hvidmelet Gåsefod, Lugtløs Kamilje og Skærm-Vortemælk, geofytter med dybtliggende overvintringsorganer som hos Ager-Svinemælk, Ager-Tidsel, Alm. Kvik og Kær-Galtetand samt hemikryptofytter med udløber, f.eks. Grå Bynke, Krybende Potentil og Lav Ranunkel (Schmidt 1993). Årlige pløjninger i sommerperioden giver derimod enårige arter såsom Ager-Hejre, Ager-Stedmoderblomst, Gold Hejre, Korn-Valmue, Læge-Jordrøg, Markarve, Mark-Forglemmigøj, Rank Vejsennep, Ru Svinemælk og Storkronet Ærenpris en konkurrencemæssig fordel (Schmidt 1993). Schmidt (1993) anfører, at årlige jordbehandlinger generelt fremmer agerukrudtet, og dermed også sjældne og fåtallige ukrudtsarter, og på baggrund heraf anbefaler han forsøgsvis jordbehandling hvert andet år, til opretholdelse af disse populationer.

5.7 Sammenfatning

Slåning i rotationsbrakken foretages af dyrkningsmæssige hensyn for at hindre en opformering af frø fra enårige ukrudtsarter. En fuldstændig hindring af frøsætningen forudsætter dog ofte hyppige og tidlige slåninger. Ved længerevarende braklægning kan slåning skabe åben bund, så spiringsbetingelserne forbedres og efterfølgende opretholde en lysåben vegetation, så flere arter har mulighed for at sætte frø. Under forudsætning af, at potentialet for en artsrig brakvegetation er til stede, dvs. en artsrig frøbank og/eller en rig forekomst af spredningskilder i den umiddelbare nærhed af arealet, kan den rette slåningspraksis forøge artsdiversiteten i plantedækket. Slåning af flerårige brakarealer, vil favorisere arter med vegetativ formering og lav vækst, som f.eks. rosetplanter, arter med nedliggende jordstængler eller udløbere, samt mange flerårige græsser.

Sletfølsomme arter, såsom enårige arter, højt voksende flerårige urter og vedplanter, der har højtliggende vækstpunkter og assimilationsorganer, vil derimod være mindre hyppigt forekommende i plantedækket. Flere undersøgelser har vist, at en eller to årlige slåninger fremmer artsdiversiteten, da de lysåbne forhold og den reducerede overjordiske konkurrence skaber mulighed for sameksistens af flere arter.

Det afslåede materiale kan hindre ny fremspiring ved at dække gaps og udskille allelopatiske stoffer samt forårsage henvisning af den underliggende vegetation. Flere undersøgelser har vist, at fjernelse af det afslåede materiale øger artsdiversiteten i vegetationsdækket, men tillige kan forøge forekomsten af ukrudtsarter.

Undersøgelser af græsningens effekt på vegetationsudviklingen har primært været udført på næringsfattige kalkholdige eller sure, sandede arealer, der tidligere har været overdrev henholdsvis hede, og som kun har været i landbrugsmæssig omdrift i en kortere årrække. På tør kalkrig bund, der i sig selv giver anledning til en artsrig flora, skaber afgræsning flere gaps, der invaderes af en- og toårige planter. Den naturlige succession ændres fra en tiltagende skovtilvoksning til udvikling af en mere overdrevslignende vegetation. Men undersøgelser viser, at denne udvikling er lige så langsom som skovdannelsen, idet der først kan regnes med, at en overdrevsflora har indfundet sig efter mere end 100 år. På tør morbund dannes der også gaps ved afgræsning, og flest ved fåreaafgræsning, men spiringsbetingelserne er så ringe, at hullerne ofte dækkes ved vegetative udløbere fra omgivelserne fremfor nyfremspiring af ruderalearter. Artsdiversiteten stiger altså ikke så markant, men heterogeniteten på arealet øges ved forstyrrelserne. Får græsser tættest og er mest velegnede til nyetablering, medens kreaturer er mere velegnede til at vedligeholde en græsningsflora.

Jordbehandling af flerårige brakarealer ødelægger vegetationsdækket fuldstændigt og fastholder successionen i det ruderalear stadium. Årlige jordbehandlinger fremmer generelt agerukrudtet, og dermed også sjældne og fåtallige ukrudtsarter. Ved årlige jordbehandlinger i forårsperioden opnås et højere artsantal pr. arealenhed end ved behandlinger om sommeren.

6 Overjordiske leddyr

Tilbagegange i leddyrfaunaen

Effektiviseringen og rationaliseringen af landbrugets driftsformer har medført en generel tilbagegang for agerlandets leddyr. Leddyrfaunaen i engelske kornmarker er mht. individantallet halveret på tyve år, 1970-89, (Aebischer & Potts 1990), hvorudfra det skønnes, at leddyrfaunaen var reduceret til ca. en fjerdedel i fht. tidligere landbrugsdriftsformer helt uden brug af pesticider. Den samlede tilbagegang fandt sted inden for 70 % af de analyserede leddyrgrupper; således for edderkopper, mejere, sommerfugle, bladlus, bladhvæpse, snyltehvæpse, rovbiller, cryptophagider, skimmelbiller og spidsvingefluer.

Afgrødevalgets betydning

Forekomsten af afgrødespecifikke leddyr afhænger selvfølgelig af afgrødevalget. Tilbagegangen i arealer med bælglplanter, både i form af bælgssæd og som bestanddel af græsningsmarker, har givet anledning til en generel tilbagegang hos de dertil knyttede arter (Southwood & Cross 1969, Hald & Reddersen 1990), medens omvendt de leddyr, der er tilknyttet raps, må formodes at være blevet hyppigere. Bladhvæpse, hvis larver er en vigtig fødekilde for agerhønskyllinger, er gået markant tilbage, hvilket kan skyldes en nedgang i arealet af græs i omdrift (Potts 1986, Aebischer 1991, Aebischer 1995). Bladhvepselarver lever ganske vist på korn og især græsser, hvorunder de forpupper sig og overvintrer i jordbunden. Da pupperne ødelægges af pløjning, er de afhængige af en uforstyrret jordbund vinteren over, f.eks. ved et græsudlæg i kornafgrøden eller overvintrende stubmarker. De sommerfuglearter, der er tilknyttet agerlandet er generelt set almindeligt forekommende arter, medens de sjældnere sommerfuglearter hovedsagligt er knyttet til næringsfattige habitater uden for det dyrkede land (Hodgson 1993). Dog er der konstateret en stærk tilbagegang i individantallet af småsommerfugle ved Rothampstead, England siden 1950 (Woiwod 1991).

Bestøverinsekternes tilbagegange

Humblebier og honningbier er blevet mindre hyppige i bl.a. England (Williams 1993), Frankrig, Belgien og Tyskland (Peters 1972, Rasmont 1988). Nedlæggelsen af småbiotoper og herbicidanvendelsen på sædskiftemarkerne har influeret negativt på redesteder, nektar- og pollenkilder. De enårige ukrudtsarter, der præger sædskiftemarkerne, er generelt dårlige pollen- og nektarkilder for de ret krævede honning- og humlebier, medens de har nogen værdi for mere uspecialiserede blomsterbesøgere, såsom snyltehvæpse, biller og småfluer (Parish & Bazzaz 1979). Enkelte enårige arter såsom tidligt blomstrende Rød Tvetand kan dog være en vigtig pollen- og nektarkilde om foråret, hvor intet andet blomstrer.

Forøgelse af artsrigdommen

Selvom der er konstateret markante tilbagegange for mange agerlandsarter, er ingen af arterne på den engelske 'rødliste' for udryddelsestruede arter (Potts 1991). Det er dog en udbredt opfattelse, at næsten enhver forøgelse af heterogeniteten i det monotone ager-

landskab vil modvirke forarmningen i plante- og dyreliv. Det gælder såvel øget sædskiftevariation, mindre markstørrelser, en forøgelse af de udyrkede småbiotoper, herunder hegn og græsdi-
ger, samt braklægning.

6.1 Braklægningens konsekvenser for leddyrfaunaen.

Vanskeligt at generalisere om braklægningens konsekvenser for leddyrfaunaen

Betragtes det enkelte brakareal isoleret, er det i første række interessant at sammenligne 'brakfaunaen' med faunaen i de afgrøder, der erstattes af brakken. Her foreligger der dog kun få og i de fleste tilfælde små undersøgelser. Da disse undersøgelser samtidigt repræsenterer forskellige afgrøder og brakformer såvel som forskellige insektgrupper og indsamlingsmetoder, er det vanskeligt at give en generel vurdering af braklægningens konsekvenser for insektfaunaen på det enkelte areal.

Sammenligning af dyrkede marker og brakmarker

Moreby og Aebischer (1992) har foretaget en omfattende undersøgelse af insektfaunaen i en- og toårige brakmarker og i vinterhvede. I en rent kvantitativ sammenligning fandt de færre tovinger, løbebiller, rovbiller, bladbiller og bladlus, men flere tæger og cikader på de braklagte arealer. De fandt ingen forskelle i de totale tætheder af edderkopper, collemboler og bladhvæpse- og sommerfuglelarver. Sammenlagt var der flere 'fuglefødeemner' i brak sammenlignet med Vinterhvede. I en sammenligning af leddyrfaunaen i opgivne græsmarker efter hhv. fem og tolv år og sammenlignelige dyrkede marker (Lucerne og Hundegræs) registrerede Allan et al. (1975) et større artsantal, færre individer, en mere lige artssammensætning og en højere andel af prædatorer på de opgivne græsmarker.

Gathmann et al. (1994) fandt væsentligt flere arter og individer af bier i et selvetableret plantedække på brakmarker sammenlignet med dyrkede marker. Den samme undersøgelse kunne i lighed med Greiler et al. (1992) imidlertid ikke registrere forskelle i artsrigdommen af snyltehvæpse og hvæpse i hhv. brak- og sædskiftemarker. Kennedy (1992) fandt et større antal arter og individer af løbebiller i en- til toårig brakvegetation end i hhv. vårbyg og kartofler. Specielt frøædende *Amara*-arter var hyppigere i brakmarkerne. Artssammensætningen i brakarealerne og de dyrkede marker lignede hinanden temmelig meget i sammenligning med de omkringliggende udyrkede småbiotoper.

Hopper og Doberski (1992) fandt højere tætheder af edderkopper i selvetablerede og tilsåede brakmarker (Rajgræs og Rajgræs/Kløver), sammenlignet med tætheden i vinterhvede. Omvendt var tæthederne af løbebiller og rovbiller markant lavere i brak.

Tendens til et større artsantal i brakmarker

Generelt er der en tendens til et større artsantal i brakmarker sammenlignet med dyrkede marker, medens der mht. individantallet er stor variation i resultaterne. Årsagen til de store usikkerheder, og

de til tider modstridende resultater, er bl.a. de store forskelle i anlæggelsen af de undersøgte brakarealer og de afgrøder, der sammenlignes med. Arts- og individantallet i afgrødernes leddyrpopulationer er generelt afhængige af, hvor tidligt plantedækket etableres, og hvor høj dækningsgrad det opnår. Denne afhængighed er både fundet i vinterhvede og ært sammenlignet med åbne rækkeafgrøder som kartofler og grøntsager (Booij & Noorlander 1992) og i vintersæd sammenlignet med vårsæd (Hald & Reddersen 1990). Herudover er der naturligt nok færre leddyrarter og -individer i afgrøderne efter almindelig pesticidbehandling, mens de undersøgte brakarealer ikke har været pesticidbehandlede (Reddersen 1995).

Tilpasning til forstyrrelser

Sædskiftemarkernes overjordiske insektfauna er tilpasset de mange og relativt voldsomme forstyrrelser, bl.a. ved at arterne emigrerer til andre overvintringsbiotoper ved høst, således at de undgår at skulle overvintre i den nøgne pløjjord eller den åbne, nyetablerede vinterafgrøde - noget kun de færreste agerlandsarter tåler. Overvintringen foregår ofte i voksenstadiet, og disse voksne har generelt gode flyveegenskaber (Brown 1982b, den Boer 1990). Flere af de almindeligste skade- og nyttedyr overvintrer således uden for afgrøderne, bl.a. bladlus, kornbladbillen, glimmerbøsser, mariehøns, løbebiller og rovbiller.

Samspil mellem dyrkede og udyrkede arealer

En mængde litteratur har belyst betydningen af samspillet mellem faunaen på udyrkede arealer, herunder brakarealer, og de omliggende sædskiftemarker. De udyrkede arealer har en positiv indvirkning på insektfaunaen i agerlandskabet, idet de udgør et alternativ til de dyrkede marker både mht. fourageringsmuligheder og i form af overvintringssteder.

Overvintringssteder for leddyrfaunaen

Selvom hovedparten af agerlandets leddyrarter forlader sædskiftemarkerne for at overvintre i mere uforstyrrede biotoper, f.eks. i græsdiger, hegn og skov(bryn), fandt Aebischer (1991) ingen korrelation mellem leddyrantallet og mængden af de udyrkede småbiotoper på bedriftsniveau. Arternes store spredningsevne i forbindelse med indvandring (forår) og udvandring (efterår) er formodentlig årsagen til, at den positive effekt af mængden af udyrkede biotoper på den enkelte bedrift ikke fastholdes og afspejles lokalt i bedriftens leddyrfauna, hvorfor denne type undersøgelser bør foregå på en større skala, f.eks. landskabsniveau. Mht. visse ikke-flyvende arter, er der påvist effekt fra udyrkede biotoper og ud i sædskiftemarkerne, men da kun i et mindre grænseområde (jvf. nedenfor).

Overvintringsstedernes kvalitet

Der er en stor og sikker dokumentation for de udyrkede områders kvaliteter som overvintringssteder for sædskiftemarkernes fauna (Desender et al. 1981, Desender 1982, Sotherton 1984, Coombes & Sotherton 1986, Gravesen & Toft 1987). Kvaliteten af overvintringsstederne er vigtig: Polyfage prædatoriske løbe- og rovbiller overvintrede i størst antal i udyrkede kantbiotoper, i mindre grad i vinterafgrøder og etablerede høsletsmarker og i ringe grad i skov, stubmark og nyetablerede høsletsmarker (Sotherton 1984). For de

sydengelske kornmarkers almindeligste løbebilleart *Demetrias atricapillus* fandt Coombes og Sotherton (1986) en klar sammenhæng mellem sommerens tætheder i markerne og den foregående tæthed af overvintrede individer i tilgrænsende udyrkede kantbiotoper. Samtidig kunne de også påvise en sammenhæng mellem på den ene side antallet og kvaliteten af småbiotoperne og på den anden side tætheden af dyr i dem. Flerårige brakarealer kan, afhængigt af typen, fungere på samme måde i fht. sædskiftemarkerne.

Kvaliteten øges med den strukturelle kompleksitet

Brakmarkernes kvalitet som overvintringssted for sædskiftemarkernes fauna synes at øges med den strukturelle kompleksitet. Kombinationen af veldrænede jordvolde sammen med grøfter, og/eller hegn synes at være attraktive med et bredt udbud af mikrohabitater (Sotherton 1985). Forsøg med nyetablering af græsvolde i midten af store markflader har påvist muligheden for meget høje overvintringstætheder af prædatorer fra sædskiftemarkerne (mere end 1500 indiv./m²), specielt på en løs veldrænet jord sammen med tuedannende græsser eller veludviklet græstørv (Thomas et al. 1991, Dennis et al. 1994, Lys & Nentwig 1994). Overvintringsforholdene er af væsentlig betydning for populationernes videre skæbne: Løbebiller *Pterostichus cupreus* havde et bedre fødeunderlag og en højere æggproduktion i afgrøder med indblandede ukrudtsstriber end i afgrøder uden (Zangger et al. 1994) og denne og flere andre løbebillearter udvidede deres reproduktionsperiode i sådanne områder (Lys & Nentwig 1992). En god overvintring kan have en stor effekt på den efterfølgende immigration til og fordeling i de umiddelbart tilgrænsende markflader (Thomas et al. 1991), hvilket kan øge prædationen på f.eks. bladlus (Dennis 1989, Riedel 1989). Lys og Nentwig (1994) observerede dog, at de forøgede populationsstørrelser i afgrøderne med ukrudtsstriber skyldtes nettoindvandring fra de omkringliggende afgrøder - noget der i første omgang kun er en omfordeling og således ikke i sig selv øger populationerne over hele arealet.

Bestøverinsekternes fourageringsafstande

Større bestøverinsekter er typisk gode flyvere, der udnytter arealer og ressourcer langt ud over markskala, og de vil således kunne udnytte det store potentiale i urterige brakmarker. Et eksempel herpå er en engelsk undersøgelse af usprøjtede, ukrudtsrige randzoner i kornmarker, der tiltrak et stort antal sommerfuglearter (Dover et al. 1990), hvoraf en del havde larve-værtsplanter helt uden for det betragtede forsøgsområdes marker og markskel. En del blomsterbesøgende arter, såsom sommerfugle, humle- og honningbier samt svirrefluer, fouragerer over meget store afstande i egnede biotoper uden at etablere sig dér. De tidlige successionsstadiers planter har overvejende små, åbne og nektarfattige blomster og besøges overvejende af små og mere uspecifikke bestøverinsekter såsom snyltehvepse, vejrbier og svirrefluer, hvorimod de flerårige hovedsaglig besøges af større humle- og honningbier, bladskærer-bier samt sommerfugle (Parrish & Bazzaz 1979). Humlebier (Fusell & Corbet 1991, 1992, Saville 1993), honningbier (Saville 1993) og sommerfugle (Feber 1993, Feber et al. 1994, Smith et al. 1994) foretrækker flerårige urter fremfor enårige urter. Da de fleste bety-

dende bestøverinsekter altså foretrækker flerårige urter, vil de alt andet lige være favoriseret af brak fremfor afgrøde og af flerårig brak fremfor rotationsbrak og af naturligt etableret brak fremfor græsdomineret brak.

Den floristiske sammensætnings betydning

Gathmann et al. (1994) fandt en stærk korrelation mellem forekomsten af bier, hvepse og snyltehvepse og den floristiske artsrigdom, der igen var positivt korreleret med brakperiodens varighed og slåning af arealet. Greiler et al. (1992) derimod registrerede mere end dobbelt så mange arter af snyltehvepse på et enårigt brakareal med kløvergræs sammenlignet med en to-årig selvetableret brakmark og ældre enge. Kløveren er formodentlig her afgørende for udfaldet, idet den er en attraktiv trækplante med en lang blomstringsperiode. Det er usikkert, om de ekstra pollenressourcer, der findes i en urterig brakmark, øger tætheden af voksne svirrefluer og dermed også deres æglægning - det afhænger muligvis af den arealskala det bedømmes på (Cowgill et al. 1993b).

Ærteblomstrede arter er meget attraktive

Mange vigtige bestøverinsekter er som nævnt ovenfor i tilbagegang, og en af årsagerne nævnes at være en mindre mængde pollen af ringere kvalitet, der samtidig kun er tilgængelig i en kort afgrænset periode. Specielt tilbagegangen i arealet med ærteblomstrede foderafgrøder har været nævnt som årsag (Rasmont 1988). Forsøg i dyrkede markers randzoner viste, at udsåede ærteblomstrede arter som Stenkløver og Rød-Kløver var meget attraktive for mange bestøvende insektarter, især langtrækkende humlebier og honningbi. Den selvetablerede flora tiltrak især svirrefluer og andre fluer, mens billedet var mere broget for sommerfuglene (Lagerlöf et al. 1992). Selv en pollengeneralist som *Episyrphus balteatus* viste en markant selektivitet blandt tokimbladede ukrudtsarter i en kornmark (Cowgill et al. 1993a).

Arealets placering

For rotationsbrakkens vedkommende er beliggenheden af arealet nok af mindre betydning for de overjordiske fritlevende leddyr: Kun pionerarter når alligevel at etablere sig i rotationsbrakken, og de har generelt så højt et spredningspotentiale, at afstand i fht. eventuelle spredningskilder er af mindre betydning. Her kunne snarere blive problemer med ompløjning af rotationsbrakken inden afslutning af arternes reproduktionsperiode. I den fler- til mangeårige brak må man derimod forvente, at faunasuccessionen vil være langt mere afhængig af afstanden til spredningskilderne - både i sig selv og via vegetationsudviklingen. Afstanden til egentlige naturarealer vil antageligt være af større betydning end afstanden til agerlandskabets småbiotoper, da disse i dag ofte er forarmede og derfor kun fungerer som spredningskilde for relativt trivielle arter. Mest afgørende er dog igen brakvegetationens udvikling: Hvis der kun udvikles en triviel, artsfattig brakflora, vil selv en nærhed til naturarealer af høj kvalitet næppe kunne give baggrund for andet end en ret triviel brakfauna.

6.2 Udviklingen i brakarealets leddyrfauna gennem tid

Flerårige brakarealer giver gode muligheder for overvintring

De flerårige brakarealer øger det i forvejen beskedne areal med permanent græs- og urtevegetation, og forbedrer dermed betingelserne for de insektarter, der netop er afhængige af disse biotyper. Vegetationens permanente status tillader kolonisering af arter med mindre spredningsevne, fordi der i vegetationsudviklingen opstår resourcer til leddyrarter med specifikke krav til føden. Nogle leddyrarter finder i den flerårige braks mere udviklede og varierede vegetationsstruktur med førn, vinterstandere og hvilende skuddele gode muligheder for overvintring, passende mikroklima eller skjul.

Successionsforløbet fra mark til skov

De mest omfattende undersøgelser af insektfaunaens udvikling i successionsforløbet fra mark til skov er foretaget i England, hvor man har studeret successionen fra bar mineraljord til et tidligt skovsuccessionsstadium i form af en sluttet 60-årig birkebevoksning. Planternes artsdiversitet toppede allerede andet år og aftog derefter langsomt til et meget lavt niveau i birkeskoven. Vegetationens rumlige og strukturelle diversitet øgedes gennem hele successionen (Southwood et al. 1979), hvilket må antages at øge mængden af mikrohabitater for leddyrfaunaen.

Stigende specialisering gennem successionen

De indledende successionsstadier på tidligere agerjorder forventes domineret af pionérarter med "r-selekterede" træk som lille niche-specialisering, lille kropstørrelse, god spredningsevne og højt reproduktionspotentialer. Successionsundersøgelserne har delvist kunnet bekræfte denne antagelse. Niche-diversifikationen i den herbivore insektfauna ændredes igennem successionen, idet generalist-herbivorer dominerede i starten, hvorefter arter med mere og mere specifikke værtsplantekrav afløste hinanden (Brown & Southwood 1983). I tægefaunaen øgedes tilsvarende antallet af forskellige ernæringstyper igennem successionen. Den stigende specialisering resulterede bl.a. i en øget størrelsesvariation. Således optrådte efterhånden både flere mindre og flere større arter, men den gennemsnitlige kropstørrelse forblev konstant (Brown 1982b). Hos snudebillerne var det kun de tidligste og de mellemste successionsstadier, hvor der forekom en øget specialisering. I de ældste stadier var der en meget lille specialisering (Brown & Hyman 1986), formentlig i forbindelse med overgang til underjordisk herbivori.

.... aftagende spredningsevne

Spredningspotentialer er højt hos de pionérarter, der i første omgang koloniserer et brakareal, men spredningen foregår ofte uselektivt. Senere i successionsforløbet aftager spredningsevnen hos arterne i den aktuelle fauna. Brown (1982b) fandt således, at andelen af kort- og uvingede tægearter steg fra 6 til 21 procent. Blandt løbebillerarter med vingedimorfi var former med fuldt funktionsdygtige vinger kun til stede i pionérsamfund (Strüve-Kusenbergs 1980). I de nævnte tilfælde aftog spredningsevnen således både via en udskiftning til kortspredte arter såvel som via et skifte indenfor arter med vingedimorfi til kortspredte former.

.... faldende reproduktions-
potentiale

Reproduktionspotentialet var som forventet generelt faldende gennem successionen (Brown et al. 1992). Ligeledes faldt andelen af tægearter med mere end en generation pr. år fra 41 til 12 %. Den totale andel af saftsugende arter med mere end en generation pr. år faldt fra knapt halvdelen i de første successionsstadier til under 3 % i birkeskoven (Brown & Southwood 1983).

.... stigende artsrigdom

Insekternes artsrigdom stiger generelt igennem hele successionen, idet pionérarterne gradvist fortrænges af endnu flere nye arter. Specielt i de første par år er der en høj udskiftningsrate af arter (Southwood et al. 1979, Brown et al. 1992). Gibson et al. (1992) fandt, at antallet af edderkoparter gradvis akkumuleredes igennem successionen og efter syv år var en del potentielle arter stadig ikke indvandret fra omgivelserne. Det samme mønster sås hos snudebiller, hvor indvandringen dog var lidt hurtigere, og hos tæger og cikader, hvor indvandringen var langsommere (Edwards-Jones & Brown 1993). Artsdiversiteten for snudebiller og planter er godt korreleret igennem hele successionen, måske pga. de planteædende snudebillers ret specifikke krav til værtsplante (Brown & Hyman 1986).

.... flere minérarter

Birk havde mere end dobbelt så mange associerede minérarter som nogen af urterne fra de tidligere successionsstadier (Godfray 1985). Tilsvarende var der også flere minérarter associeret med de to- til flerårige urter sammenlignet med de enårige. Forskellen beroede især på, at mere end halvdelen af de enårige urter slet ikke havde associerede minérarter, hvor den tilsvarende andel hos de to- til flerårige urter kun var en fjerdedel. Minérende tovinger var hyppigere forekommende end årevingede og sommerfugle tidligt i successionsforløbet, mens det omvendte var gældende sent i successionen. Dette mønster er generelt for hele den engelske minérfauna og dens fordeling på hhv. urte- og træagtige planter.

.... stigende individtæthed

Mængden af insektindivider pr. m² steg generelt igennem successionen (Southwood et al. 1979, Brown og Southwood 1983). Men målt som individer pr. m² bladareal faldt tætheden af insekter imidlertid igennem successionen i de vigtigste herbivore grupper, bladminérende tovinger og sommerfugle (Godfray 1985) og tæger, cikader og snudebiller (Edwards-Jones & Brown 1993).

Individtætheden af de fleste leddyrgrupper øgedes igennem en (kortere) successionsrække over seks år, heriblandt cikader, edderkopper, årevingede, biller og tæger (Hokkanen & Raatikainen 1977a). Nogle få grupper blev mindre talrige, heriblandt flere potentielle skadevoldere i landbrugsafgrøder, såsom bladlopper af slægterne *Phyllotreta* og *Chaetocnema* og 'fluer' (uspecificeret, sikkert hovedsageligt fritfluer). Flere mindre undersøgelser, der har undersøgt successionen i billefaunaen vha. faldgrubefælder, er tillagt mindre betydning, idet metoden er meget problematisk i sammenligning mellem områder med meget forskellig vegetationsstruktur (f.eks. Strüve-Kusenbergs 1980, Báldi 1990).

Den trofiske struktur er også analyseret i de engelske successionsundersøgelser. Artshyppigheden øgedes igennem successionen for alle fire trofigrupper (herbivorer, carnivorer, ådselsædere og fungivorer). Samtidig øgedes den trofiske kompleksitet, idet de herbivore insekter var næsten helt dominerende tidligt i successionsforløbet, medens andelen af arter fra de øvrige trofigrupper øgedes senere i successionen (Brown & Southwood 1983). En tilsvarende forøgelse af den trofiske kompleksitet fandt også sted, når enkelte taxonomiske grupper betragtedes alene, således for tægerne, hvor repræsentationen af forskellige ernæringstyper steg jævnt igennem successionen (Brown 1982b). Blandt de herbivore insekter var der i de første par år langt flere arter af plantesaftsugende insekter sammenlignet med gnavende insekter (Brown 1982a). Langt de fleste af disse arter var tilknyttet de enårige plantearter, men forsvandt igen i løbet af de første par år, samtidig med at mange arter tilknyttet hhv. græsser og to- til flerårige urter indvandrede. Blandt de plantesaftsugende var der igennem successionen en meget konstant andel af arter, der var hhv. phloemsugere (45-57 %), xylemsaftsugere (2-6 %) og mesophyllsaftsugere (39-49 %) (Brown & Southwood 1983).

6.3 Plejeforanstaltninger

Effekten af slåning og græsning

Pleje i form af græsning eller slåning er nødvendig for at opretholde den mere artsrige flora og den dertilhørende rige leddyr fauna. Uden plejeforanstaltninger vil det flerårige græs- og urtedække gro til med vedplanter og langsomt omdannes til skov, og dermed forsvinder de insektarter, der er indvandret til den lysåbne brakvegetation. Slåning og græsning har en række fælles træk: Vegetationshøjden reduceres, generative dele rammes hårdere end vegetative dele, stofcyklerne accelereres, andelen af stående dødt organisk materiale reduceres, ny vegetativ (gen)vækst stimuleres. De adskiller sig på andre felter: Slåning er katastrofisk af natur med pludselige, samtidige, udbredte og meget voldsomme indgreb, der uselektivt rammer al biomasse over slåhøjden. Slætteffekten kan styres via slåningstidspunkt, -højde, og -hyppighed samt eventuel borttransport af det afslåede plantemateriale. Græsning er et mere kontinuert, afgrænset og ofte selektivt indgreb, hvor der endvidere tilføres pletter af nye habitater via urin og gødningsklatter, pelstab samt dyrene selv. Græsningseffekten kan styres via græsningstidspunkter, valg af dyreart (selektivitet) og tætheden af dyr på arealet (græsningstrykket).

Slåning har en negativ effekt

Slåning har umiddelbart en overvejende negativ effekt på artsrigdommen og individtætheden af leddyr. Et mindre antal arter fremmes ofte af slåning, enten fordi de er tilpassede slåning eller fordi de opnår konkurrencemæssige fordele ved andre arters forsvinden. Slåningstidspunkt og evt. -hyppighed har stor betydning. Morris og Lakhani (1979) så kun en svag negativ effekt af tidlig slåning (maj) på antallet af arter og individer af tæger og cikader. Derimod var der en markant negativ effekt af slåning i juli, og da samme effekt blev iagttaget ved en kombination af slåning i både maj og juli, blev

det konkluderet at juli-slåningen var afgørende. Ud af atten almindelige tægearter var tæthederne for de fjorten på et eller andet tidspunkt negativt påvirket af slåning. Kun een art, *Notostira elongata*, var lejlighedsvist mere talrig på slåede arealer (Morris 1979). I alt 23 cikadearter var negativt påvirket af slåning - nogle få arter var (kortvarigt) påvirkede ved slåning i maj, de fleste var (mere langvarigt) påvirkede ved slåning i juli (Morris 1981a). Samtidigt var seks cikadearter dog positivt påvirkede af i hvert fald én af de tre slåninger (Morris 1981b).

Forskelligt respons hos billerne

Billerne viste forskelligt respons på slåning: Medens der var moderat negative effekter på antallet af arter, var der ingen effekt på individtætheden. Der var dog klart negative effekter af slæt på arts- og individantal af både carnivore og detritivore billefamilier, men overraskende nok positivt respons på nogle herbivore grupper, muligvis specielle bladbillearter *Longitarsus* med underjordisk herbivori (Morris & Rispin 1987). Mens sytten arter reagerede negativt på slåning, reagerede tolv arter positivt (Morris & Rispin 1988). En årsag til, at billerne ikke reagerer så entydigt på slåning, kan være, at mange af billearterne i højere grad forbliver ved jordoverfladen, og derfor er uafhængige af vegetationshøjden.

Flere tæger og cikader i høj vegetation

Morris (1971) kunne således vise en positiv korrelation mellem vegetationshøjde på uslåede arealer og antallet af arter og individer for tæger og cikader. Tilsvarende resultater foreligger fra en del forsøg med ophør af slæt, der generelt øger artsrigdom og tætheder - fremgangen er specielt markant i de tidligere hårdt slåede arealer (f.eks. Morris & Plant 1983).

Græsning har en negativ effekt

Græsning har ligeledes umiddelbart og generelt en negativ effekt på leddyrfaunaen, dog afhængigt af græsningsintensiteten. Enkelte arter (tildels de samme som under slåning) favoriseres af græsning. Specielle taxonomiske eller trofiske grupper eller specielle mikrohabitater kan være særligt hårdt påvirkede.

Flere arter og individer på ugræssede arealer

Artsrigdom og individtæthed af edderkopper, cikader, tæger og bladminérende insekter (fluer, sommerfugle, biller og årevingede) aftager med øget græsningstryk. Flere års ugræssede arealer har signifikant flere arter og individer end græssede, og blandt de græssede arealer er arealerne med både forårs- og efterårsgræsning de fattigste (Morris 1971, Morris 1973, Gibson et al. 1992, Brown et al. 1992, Sterling et al. 1992). I en mindre dansk undersøgelse fandt Reddersen (1992), at der var flest arter og individer af leddyr på langtids-ugræssede arealer sammenlignet med græssede arealer. Blandt de græssede arealer havde de vintergræssede flere arter og individer sammenlignet med de helårsgræssede arealer, hvilket specielt skyldtes et øget antal tæger og edderkopper.

Ifølge Morris (1968) var næsten samtlige hovedgrupper af insekter talrigere i ugræssede arealer: Snegle, bænkebidere, skolopendere, tusindben, edderkopper, tæger, cikader, myrer og biller (voksne) - det modsatte sås kun hos løbe- og rovbillelarver og kun i en del af året. Hos tæger sås en negativ effekt af græsning på tæthederne af

tolv arter, mens ingen arter umiddelbart profiterede af græsningen. Dog viste nogle få arter tilbagegang efter tre års ugræssede forhold - her synes altså at være et optimum (Morris 1969). Hos cikader var 22 arter negativt influerede af græsning, seks arter var indifferente, mens kun to arter profiterede af græsningen (Morris 1971).

*Intensiv græsning fremmer
pionerarter*

Gibson et al. (1992) fandt, at artssammensætningen af edderkopper på ugræssede arealer prægedes af en gradvis akkumulering af arter. Græsning i forskellige udformninger fremtrådte som udtyndede udgaver af artssammensætning i ugræssede arealer - kun de permanent græssede arealer adskilte sig markant med helt andre arter, idet deres artssammensætning domineredes af arter, der er karakteristiske for forstyrrede habitater som sædskiftemarker. Også for cikaderne vedblev artsammensætningen i intensivt græssede arealer at have mange træk til fælles med sædskiftemarker og arealer i den tidligste sekundære succession.

*Insekter med tilknytning til
reproduktive plantedele
rammes hårdt*

De reproduktive plantedele sættes relativt mere tilbage af græsning og slåning end de vegetative dele. Derfor rammes insekter knyttet til oprette stængler, knopper, blomster og frø særlig hårdt. Minérende båndfluer, blomsterbesøgere og pollenædere forsvandt næsten totalt (græssede marskområder) pga. nedgræsning af Strand-Asters (Meyer et al. 1995). Snudebillerne *Apion loti* og *Miarus campanulae*, hvis larve minérer i frøkapsler af hhv. Alm. Kællingetand og Alm. Klokke, fandtes op til to hundrede gange talrigere på ugræssede arealer, ligesom der var langt flere fouragerende humlebier på de ugræssede arealer (Morris 1967).

*Nogle arter/slægter favori-
seres af plejeforanstaltning-
erne*

Arter/slægter, der favoriseres af græsning/slåning, omfatter enkelte minérfluer *Cerodontha* spp., fritfluer *Oscinella* spp., cikader *Psammotettix*, *Macrosteles*, *Deltoccephalus* og *Euscelis incisus*, tæppespindende edderkopper *Erigone atra*, *E. dentipalpis*, *Oedothorax fuscus* (Morris 1971, Brown et al. 1992, Gibson et al. 1992, Reddersen 1992, Sterling et al. 1992, Meyer et al. 1995). Enkelte minérende arter tåler græsningen, idet de udnytter de underjordiske og dermed beskyttede plantedele, f.eks. arter af bladlopper *Longitarsus* (Morris & Rispin 1988, Reddersen 1992). Arter, der favoriseres af græsning, er alle relativt små arter, og derfor kan græsning medføre, at gennemsnitsstørrelsen af individerne sænkes. Dette kan dog omvendt opvejes af, at de små r-selekterede arter ofte vil have en kortere generations-tid (højere biomasse turnover).

*Ændringer i vegetationens
struktur og sammensæt-
ning*

Vegetationen åbnes ved græsning/slæt, hvorigennem indstrålingen øges til gavn for visse varmekrævende insektarter: Græshopper stiller på vore breddegrader høje krav til temperatur, og foretrækker derfor åben jord/vegetation til æglægning eller varmeakkumulering (Morris 1967, Cherrill & Brown 1990). Noget lignende gælder visse truede sommerfuglearter blandt blåfuglene som i England *Lysandra bellargus* (Thomas 1983) og i Danmark bredpanden *Pyrgus amfricanus* (M. Stoltze, pers. komm.), men her sætter krav til værtsplanten en yderligere begræsning. Græsningens indflydelse på forskellige leddyrssamfund kan have forskellige årsager. For edderkoppernes vedkommende syntes vegetationsstrukturen helt afgørende

(Gibson et al. 1992), for bladminéererne syntes vegetationssammensætningen (værtplanter) at være afgørende (Sterling et al. 1992), mens cikaderne indtog en mellemposition (Brown et al. 1992).

Insekter, der er direkte afhængige af græssende dyr

Græsning fremmer endvidere de insekter, der er afhængige af tilstedeværelsen af græssende dyr, enten som direkte fødegrundlag (bremser, klæger, stikmyg, kvægmyg, lopper, mm.), i form af deres ekskrementer (skarnbasser, gødningsbiller, møgfluer, mange rov-biller, mm.) eller i form af pelstab (klannere). Ved moderat græsning opstår en heterogenitet både inden for og imellem arealerne pga. de græssende dyr, den selektive græsning og vegetationsændringerne omkring ekskrementer. Disse forhold tilsammen må antages at være positive for artsrigdommen og diversitet på arealet.

6.4 Næringsniveauets betydning

Næringsstofniveauets indflydelse på leddyrfaunaen

Gødskningen og/eller næringsstofniveauets indflydelse på faunaen er primært begrundet i ændringer i vegetationens biomasseproduktion og artsammensætning. Det er dog samtidig veldokumenteret, at f.eks. mange bladlus-arter har en højere reproduktionsrate på gødgede værtplanter sammenlignet med ugødgede (jvf. referencer citeret i Prestidge & McNeill 1981), og at problemer med skadevoldere i afgrøder vokser med tilførsel af kvælstofgødning (Jones 1977). Hald & Reddersen (1990) fandt i overensstemmelse hermed langt højere tætheder af bladlus i konventionelle kornmarker sammenlignet med økologiske, og angav det højere gødskningsniveau i konventionelle kornmarker som sandsynlig hovedårsag.

NPK-gødskning ændrer biomasse, individtæthed og artsdiversitet

Tilsvarende øgede NPK-gødskning både den totale biomasse (Whittaker 1976, Andzejewska 1965) og individtætheden af cikader (Prestidge 1982). Med hensyn til cikaderne sås dog samtidig en negativ effekt på artsdiversiteten, idet nogle få arter øgedes uforholdsmæssigt meget - specielt enkelte arter af Delphacidae - og mere end opvejede et fald i tætheden af en del arter af Cicadellidae. Flere af de arter, der reagerede positivt på gødskningen, er almindelige i danske kornmarker: *Jaavasella pellucida*, *Dicranotropis hamata*, *Macrosteles* spp., *Errastunus ocellaris* og *Psammotettix* spp. (Hald & Reddersen 1990, Hald et al. 1994).

Næringsstofberigelse medfører en forarmning af leddyrfaunaen

Et højt næringsstofniveau giver gode vækstbetingelser for nogle få dominerende konkurrencedygtige plantearter (Hald & Lund 1994), og derved ændres vegetationen til at være mere artsfattig, men mere produktiv sammenlignet med et lavere næringsstofniveau. Tilsvarende giver en næringsstofberigelse anledning til en forarmning af leddyrdiversiteten trods en eventuel forøgelse af den samlede biomasse og tæthed af insekterne, netop pga. det snævrere fødeudbud og ændringerne i værtplanternes fødeværdi. Næringstilførslen øger altså den totale biomasse og tæthed, men kun for agerlandets trivielle leddyrarter, og på bekostning af de mere sjældne arter (Hald & Lund 1994).

6.5 Sammenfatning

Flere undersøgelser har vist, at brakmarkernes strukturelle kompleksitet og floristiske diversitet har stor betydning for leddyrfaunaens kvalitet og artsrigdom. Generelt er der en tendens til et større antal leddyrarter i brakmarker end i dyrkede marker, medens der er større variation i resultaterne vedrørende individantallet. Hovedparten af agerlandets leddyr forlader sædskiftemarkerne for at overvintre i mere uforstyrrede biotoper såsom græsdiger, hegn og skov. Her kan brakmarkerne spille en meget vigtig rolle, specielt ved en placering som udyrkede randzoner. Brakarealets beliggenhed i agerlandskabet har størst betydning for de overjordiske fritlevende leddyr ved flerårige udtagninger, idet pionerarterne har et højt spredningspotentiale. Egentlige naturområder antages at være vigtigere spredningskilder end agerlandets småbiotoper, da disse oftest indeholder relativt trivielle arter. Det mest afgørende for brakmarkernes indhold af leddyr er dog plantedækkets udvikling og artssammensætning.

Gennem successionens forløb øges vegetationens rumlige og strukturelle diversitet og dermed mængden af mikrohabitater for leddyrfaunaen. En brakvegetation bestående af flerårige urter, der opnås ved udsåning af en urterig brakafrøede eller ved flerårig braklægning, skaber et godt fødegrundlag for mange bestøverinsekter. Undersøgelser har tillige vist, at arternes reproduktionspotentiale og spredningsevne er faldende, medens artsrigdommen, individtætheden, størrelsesvariationen og den trofiske kompleksitet generelt er stigende gennem successionen. Arts- og individrigdommen formodes at stige for grupper som edderkopper, snudebiller, tæger, cikader, årevingede og minéarter. Ligeledes antages flere potentielle skadevoldende insekter og minerende fluer at blive mindre hyppige med tiden.

Generelt set vil en øget grad af forstyrrelser (slåning, græsning, gødskning etc.) bevirke en ændring af faunasammensætningen i retning af den, der karakteriserer tidlige successionstrin, f.eks. sædskiftemarkerne, og dermed øge tætheden af de arter, der i forvejen er kendte for at være skadedyr i afgrøder. Artsrigdommen og artsdiversiteten af leddyr vil i al almindelighed aftage ved slåning og græsning - dog påvirker slåning artssammensætningen i højere grad end græsning. En moderat og skånsomt udført slåning eller græsning med tre til ti års mellemrum vil dog være til gavn for leddyrfaunaen ved at fastholde et ungt, artsrigt og åbent successionsstadium.

7 Jordbundsfaunaen

Regnorme og mikroled­dyr som eksempler på brak­lægningens betydning for jordbundsfaunaen

Som eksempler på braklægningens betydning for jordbundens invertebrater behandles her regnorme og mikroled­dyr (springhaler og mider), da de repræsenterer nogle basale funktionelle egenskaber hos jordbundsfaunaen. Af disse egenskaber kan fremhæves for mikroled­dyrenes vedkommende græsningen på mikrofloraen, hvorved de regulerer jordbundens omsætning af organisk stof. Græsningsfunktionen indebærer også et interessant potentiale for regulering af plantepatogene svampe. Regnorme bidrager væsentligt til den funktionelle egenskab, der består i reallokering og findeling af store mængder organisk stof i jordbunden herunder produktion af ekskrementer med forøget mikrobiel aktivitet og forbedret næringsstofftilgængelighed.

7.1 Braklægningens konsekvenser for jordbundens fauna

Få undersøgelser af brak­markers jordbundsfauna

Der findes kun få egentlige undersøgelser af braklægningens betydning for jordbundens fauna. Derfor inddrages her de hovedfaktorer, som vides at have betydning for jordbundsfaunaen, og dermed er relevante for en vurdering og forklaring af konsekvenserne af landbrugsmæssige tiltag, herunder braklægning. Som hovedregel gælder at jordbundsdyrs diversitet og populationstætheder i vid udstrækning er styret af mikroklimaet og jordens organiske stof. Disse faktorer er igen stærkt kob­lede til vegetation og jordbundstype, som derfor er de primære habitatdannende faktorer for jordbundsdyr.

Sekundær succession efter jordbehandling

I agerlandet påvirker de forskellige dyrkningsmæssige indgreb faunaen via deres habitatændrende effekt og deres direkte påvirkning. En meget markant effekt opnås ved jordbehandlinger såsom pløjning, harvning og fræsning, der forårsager direkte mekanisk beskadigelse og en betydelig forstyrrelse af habitat­en. Gennem en brak­lægningsperiode vil faunaen gennemgå et sekundært succesionsforløb, der tager sin begyndelse ved den sidste jordbehandling. Eksempler på sådanne forløb kan findes i afgrøder med kløvergræsudlæg og i permanente græsarealer.

Konsekvenser af dyrkningsmæssige indgreb

For den aktuelle makro- og mesofauna i agerlandet er de dyrkningsmæssige indgreb opsummeret og sammenlignet med forventet brak­lægningseffekt i tabel 1. (se f.eks. Edwards & Loft­y 1969, Krogh 1994, Wardle 1995).

Tabel 1. Tilstedeværelsen af vigtige jordbrugsfaktorer i dyrkningsjord og brakmarker samt deres principielle betydning for jordbundsfaunaens artsdiversitet (S) og populationstæthed (N).

		Dyrkningsjord		Brakmark	
		S	N	S	N
Pløjning	+	↘	↘	÷	↗
Gødskning	+	↘	↗	÷	↘
Pesticider	+	↘	↘	÷	↘
Plantediversitet	÷	↘	↘	+	↗

Gødskning, primært med naturgødning, har således en positiv indvirkning, som ikke forventes opnået ved braklægning. Generelt må det siges, at dyrkningssystemer, som favoriserer betingelser, som findes i braklagte marker, vil kunne opnå de samme positive effekter på faunaen.

7.2 Regnorme

Øget artsdiversitet ved ophør af forstyrrelser

Studier af økologiske dyrkningssystemer med vårbyg med kløvergræsudlæg efterfulgt af toårige kløvergræsmarker, hvilket giver en uforstyrret periode på i alt tre år, førte til en forøgelse i regnormetætheder samtidig med, at *Lumbricus terrestris* L. dukkede op som ny art i dette system (Christensen & Mather, 1995). Ligeledes er det vist, at *L. terrestris* findes i økologiske jordbrug efter græsafrøder. Dette kan også forventes at være tilfældet i traditionelle systemer efter græs. Denne art stimuleres således af de uforstyrrede betingelser i græs- eller kløvergræsmarker og må formodes at være hyppigere forekommende ved braklægning af konventionelle marker. Denne forøgelse i artsdiversiteten bevirker en udvidelse i den funktionelle diversitet, idet den vertikale transport af plantedele i jorden øges. Processen er karakteristisk for aneciske, regnorme (lever i gange i jorden, men fouragerer på overfladen) som *L. terrestris*, der bevæger sig vertikalt i jordbundsprofilen, sammenlignet med endogeiske regnorme (lever i og ernærer sig af mineraljordens organiske stof), som forbliver i jorden såsom *Aporrectodea caliginosa*, der er en dominerende art i dyrkede marker. I en undersøgelse af dyrket jord, brakmark, eng med høslæt og skov fandt Pižl (1992) ingen forøgelse i diversiteten, hvorimod regnormefaunaens kvantitative sammensætning varierede mellem habitaterne. Tætheden af regnorme øges typisk gennem flere år efter sidste pløjning, og et enkelt år uden pløjning har ofte kun begrænset effekt på regnormepopulationerne.

Regnormes nytteeffekter

Regnorme kan gennem deres gangsystemer, jordkonsumption og ekskrementer påvirke jordbundens makroporøsitet, vandpermeabi-

litet, beluftning og krummestruktur (Lee & Foster 1991). Disse nytteeffekter er selvfølgelig afhængig af antallet af orme. Som eksempler på den gavnlige virkning af regnorme kan ydermere nævnes deres prædation af mikroorganismer, som kan føre til reduktion i angrebet af svampesygdomme (Doube *et al.* 1994), øget næringsstof mobilisering (op til 100 kg N år⁻¹ ha⁻¹, Christensen 1987a), og via deres ekskrementer kan regnorme forøge tilgængeligheden af fosfat (van der Werff *et al.* 1995).

7.3 Mikroled dyr

Stigende populationstætheder af mikroled dyr ved ophør af forstyrrelser

I Danmark har der været gennemført flere studier af mikroled dyr under sekundær succession på sædskiftemarker med kløvergræs. I Mols Bjerge fulgtes successionen af en kløvergræsmark gennem en femårig periode, fra etableringen som udlæg i vinterrug til en fireårig kløvergræsmark med kvæggræsning (Krogh 1991). Gennem denne periode voksede populationerne af mikroled dyr. Flere af collemبولpopulationerne nåede maximum allerede inden for de første to år, medens pansermider var oppe på et maximum efter tre år. Der var ikke nogen markant indflydelse på artsrigdommen i undersøgelsesperioden.

Mikroled dyr i økologiske dyrkningssystemer

I et økologisk sædskifte med toårige kløvergræsmarker efter vårbyg med kløvergræsudlæg, dvs. habitater, der har været uforstyrrede i tre år, sås det samme udviklingsmønster som beskrevet ovenfor (Krogh 1994). Dog var der yderligere tegn på en begyndende habitatforbedring, idet springhalen, *Entomobrya nicoleti*, som er epigæisk (lever på jordoverfladen) og dermed mere krævende mht. mikroklima og vegetation, blev fundet i det økologiske dyrkningssystem.

Successionsstudie på Mols

I et hedeområde på Mols startede et successionsstudie i 1982 på et areal, der har været dyrket med vinterrug i to år og derefter blev udlagt som uforstyrret brak (Petersen 1995). Her gentog det ovenfor beskrevne mønster for collemboler sig, med normale populationstætheder identiske med den omgivende uforstyrrede kontrolhabitat efter to års braklægning. Der var en 30 ganges stigning i populationstæthederne fra pløjmarkssituationen og to år frem og en stigning i antal arter fra ni til 31 otte år efter braklægningen. Men forskellen i artssammensætningen og diversiteten var dog stadig markant selv efter de otte år, idet brakarealet var domineret af få arter. De fleste almindelige arter fandtes i området fra dyrkningens ophør, mens andre arter først øgedes i antal i braklægningens femte år.

Purvis og Curry (1980) fulgte de første tre år af et sekundært successionsforløb med fåregræsning efter dyrkning af byg med udlæg af kløvergræs. De registrerede en markant forøgelse i artsrigdommen for især mider, men også for springhaler. Forfatterne har ikke taget i betragtning, at fåregræsning i det første år kan resultere i en lavere observeret diversitet for mikroled dyr, og at den forøgede

horisontale heterogenitet, der opnås ved græsning, efterfølgende kan have medført en ekstra stor diversitetsforøgelse. Den af Purvis og Curry (1980) observerede fremvækst i pansermider efter det første års dominans af typisk r-selekterede arter som fedtmider, glas-mider og fløjlsmid er i overensstemmelse med undersøgelser af Whelan (1978).

Nyttevirkning af en opfor- mering af mikrolededyr

En opformering af mikroarthropodpopulationer kan, ud over deres rolle for plantenæringsstoffers frigivelse og immobilisering, have den gavnlige virkning, at græsningen på deres foretrukne fødekilde, svampehyfer og -sporer, undertrykker forekomsten af planteinfektioner. Udenlandske undersøgelser har vist, at dette er tilfældet for f.eks. *Fusarium oxysporium* f. sp. *cucumerinum* (Nakamura et al. 1992), *Rhizoctonia solani* (Lartey et al. 1994) og *Pythium ultimum* (rodbrand i sukkerroe) (Ulber 1982).

7.4 Sammenfatning

Ved enårige udtagninger af landbrugsjord vil mikroarthropoder og regnorme kun svagt eller slet ikke øge deres artsdiversitet. Ved længerevarende braklægning kan en forøgelse i artsdiversiteten ske gennem tilførsel af arter fra omkringliggende habitater.

Tætheden eller størrelsen af de eksisterende populationer i en mark der braklægges, vil for mange arters vedkommende øges gennem flere år. For nogle arter kan tilvæksten det første år dog være negativ, afhængigt af jordbundstypen. Flerårig brak vil derfor almindeligvis have en langt større betydning for populationsstørrelserne.

Jordbundsfaunaens vilkår i en flerårig brakmark tilsået med græs afviger på mange måder ikke væsentligt fra en flerårig græsmark. Braklægningens bidrag til forøgelse af habitatdiversiteten på landskabsniveau afhænger derfor af, hvilke afgrøder og plantesamfund, der findes i landskabet ud over brakmarker.

Samtidig med ændringerne i diversitet og populationstætheder, som sker i en brakmark, vil flere funktionelle egenskaber og interaktioner hos organismer og samfund føre til processer, som kan have en væsentlig jordforbedrende virkning. Braklægning vil især via regnorme have en positiv indvirkning på jordbundskvaliteten herunder jordbundsstrukturen som understøtter en ønskværdig bæredygtig udvikling.

Braklægning kan have en positiv virkning på den efterfølgende opdyrkning ved at opformere populationer af jordboende nyttedyr.

Jordbundsfaunaen kan med fordel anvendes i monitoringsprogrammer til vurdering af udviklingen i jordbundskvaliteten i flerårige brakmarker eller ved sammenligning af forskellige braklægningsformer.

8 Fugle

Bestandstilbagegange for en række fuglearter

Der har igennem de seneste årtier været konstateret en bestands-tilbagegang for en række fuglearter, der er karakteristiske for det åbne land. Det gælder specielt arter, der lever i tilknytning til våde græsningsarealer i eller uden for omdrift, såsom vibe, rødben, dobbeltbekkasin, bynkefugl, engpiber, rørspurv og gul vipstjert, samt sanglærke, bomlærke, stenpikker og agerhøne (Møller 1980a og 1980b, Jacobsen 1994 og 1995). Disse tendenser kan imidlertid også findes for arter, der er tilknyttede det åbne lands småbiotoper (gulspurv, tornirisk) eller gårde og bygninger (gråspurv, landsvale) (Jacobsen 1995). Udviklingstendensen har ikke kun været iagttaget i Danmark, men i stort set i alle vesteuropæiske lande med industrialiserede landbrug har udviklingen været den samme (Sharrock & Hilden 1983, Oelke 1985, Hustings 1988, Marchant *et al.* 1992).

Årsager til denne udvikling

Der har sandsynligvis været flere årsager til denne negative udvikling: Dræning og opdyrkning af tidligere græsarealer udenfor omdrift, en reduktion i antallet af våde og tørre småbiotoper (Agger 1992), et mere ensidigt sædskifte, færre stubmarker som følge af et øget areal med vinterafgrøder, en kraftig forøgelse af den gennemsnitlige markstørrelse og et øget forbrug af pesticider og gødning (Danmarks Statistik 1990). Disse ændringer har, fordi de stort set har udgjort en sammenhængende proces (Jensen & Reenberg 1980), haft en stærk negativ indflydelse på agerlandets fugleliv. Påvirkningen har således været flersidig, og har derigennem indvirket på flere af de basale krav, fuglene har til levestedet såsom rededækning, skjul og fødegrundlag.

På denne baggrund har der i jordbruget og offentligheden samlet sig betydelig interesse for, om braklægning af landbrugsarealer har kunnet bidrage positivt med forbedrede levevilkår for agerlandsfuglene.

8.1 Braklægning og fugle

Den aktuelle viden om braklægningens indflydelse på fuglefaunaen er begrænset

Der findes kun få publicerede undersøgelser, der dokumenterer økologiske effekter af forskellige braklægningstyper på fugle. Disse undersøgelser stammer primært fra England og fra USA, hvor braklægningsordninger som produktionsbegrænsning har været praktiseret over en længere årrække. Ud over den aktuelle viden fra konkrete undersøgelser over braklægnings indflydelse på fugle, vil det ud fra et generelt kendskab til de enkelte arters krav til levevilkår blive vurderet, i hvilken udstrækning disse arters levesteder berøres som følge af braklægning. Den eksisterende viden om fuglesamfundene og deres tilknytning til bevoksningstyper og successionsstadier er et vigtigt udgangspunkt som vurderingsgrundlag af de forskellige braktypers potentiale som levested for fugle. Brakarealernes allokering, samt strategien for etablering og pleje spiller en vigtig rolle.

8.2 Succession på brakarealer

Udviklingen i fuglefaunaen i successionsforløbet fra mark til skov

En eksperimentel undersøgelse registrerede igennem en årrække udviklingen i artsantal og hyppighed af fugle, der udnyttede forsøgsarealer i tre forskellige successionsstadier: Førsteårs brakmarker (nypløjet/harvet) med naturlig fremspiring af vildflora, gamle marker domineret af græs med spredt buskvækst, og skovparceller domineret af birk (Southwood et al. 1986). Artsrigdommen af fugle steg igennem successionen, og var størst i skovarealet, men udtrykt i vægt var den største "fuglebiomasse" at finde i de unge marker, fordi mange krage- og mågefugle udnyttede disse marker under deres fouragering. Southwood et al. (1986) fandt, at den samlede fuglebiomasse var lavest i de gamle marker. Medens andelen af planteædende fugle faldt igennem successionen, så steg tætheden af insekter og insektædende fugle med et maximum i skovparcellerne. Hovedårsagen til den lavere fugletæthed i de gamle marker var den mindre strukturelle diversitet (tæt og sammenhængende græsmåtte) som bevirkede dårlige fourageringsvilkår. Noget tilsvarende er fundet i andre successionsundersøgelser (Johnstone & Odum 1956, Beckwith 1954, Törmälä 1980).

Opdeling i en- og flerårige brakmarker

I det følgende vil brakarealernes potentielle betydning for fuglefaunaen blive gennemgået separat for den enårige rotationsbrak og den flerårige/permanente braklægning.

8.3 Rotationsbrak

Enårige brakarealer kan være værdifulde for agerlandets fugle

Den enårige brakmark kan, alt efter anlæggelse, behandling og placering, være en værdifuld habitattype for en række agerlandsfugle. Undersøgelser har vist, at første og andet års brakmarker generelt oppebærer større og mere varierede fuglebestande end marker med afgrøder (Osborne 1989, Hill 1990, Lack 1992, Sears 1992, Sotherton et al. 1994, Poulsen et al., in press, Poulsen, in press). Desuden er der for sanglærken blevet påvist en større reproduktion i unge brakmarker sammenlignet med sædskiftemarker (Poulsen et al., in press, Poulsen, in press). En medvirkende årsag hertil var, at mængden af byttedyr (hovedsageligt insekter på jordoverfladen) var større end i de omkringliggende dyrkede marker.

Brakarealets anlæggelse og brakvegetationens betydning

Brakvegetationens artssammensætning er af stor betydning for brakarealets egnethed som fødesøgningslokalitet for fugle. Den floristiske diversitet er afhængig af, hvorvidt brakafgrøden består af naturlig fremspiring af ukrudtsfrø og spildfrø eller udsået brakafgrøde med forudgående jordbearbejdning (Moreby & Sotherton 1995) (se kapitel 2.4 og 2.5).

Selvetableret plantedække

Den ideelle marktilstand for mange fugle er en relativ åben og varieret vegetationsstruktur, hvor artssammensætning er en blanding af blomstrende tokimbladede urter og græsser, eventuelt med et indslag af kornarter etableret fra spildfrø (Rew et al. 1992, Hill

1990, Lack 1992, Wilson & Fuller 1992). Fuglene får på denne måde dækket flere af deres basale behov for dels dækning og redeskjul, dels bedre mulighed for at udnytte føderessourserne. Dette kan opnås ved naturlig fremspiring af spildfrø og ukrudtsfrø direkte i stubben eller efter en let stubharvning. Herved skabes der allerede i efteråret et attraktivt fourageringssted for mange trækkende og rastende fugle såvel som for områdets ynglefugle (Potts 1986, Hill 1990, Lack 1992, Berthelsen et al. 1994).

Et selvetableret plantedække efter dyrkning af korn, raps og bælg-sæd, og urørt stub med isået brakudsæd gennem vinteren kan tjene som værdifuld fødesøgningsområde for frøædende fugle (Sotherton et al. 1994). For både frø- og insektædende fugle udgør stubmarkerne et let tilgængeligt fødegrundlag. Blandt de hyppigste arter kan nævnes: sanglærke, bomlærke, gulspurv, skovspurv, gråspurv, tornirisk, grønirisk, gråkrage, råge, allike, hættemåge, stormmåge, vindrossel, sjagger, fasan, agerhøne, skovdue, vibe samt hjejle. Flere af disse arter er standfugle og udnytter stubmarkerne vinteren igen og i det tidlige forår. Stubben giver dækning for fuglene under fourageringen, hvilket har stor betydning om vinteren, hvor de er særligt udsatte for predation. Da stubmarker generelt udgør en lille del af landbrugsarealet i efteråret/vinteren, dels på grund af den stærkt stigende andel af efterårssåede marker og dels pga. tidligere afgrødeetablering om efteråret, vil denne form for braketablering sandsynligvis have en stor effekt på fuglelivet. Således er den omfattende reduktion af stubmarksarealet blevet anset for en væsentlig årsag til bestandsnedgange for agerlandsfugle i Storbritanien (O'Connor & Schrubbs 1986).

Det selvetablerede plantedække giver gode muligheder for skjul

Fouragerende fasan- og agerhønseskylinger har behov for at skjule sig i vegetationen, og den optimale vegetation i den henseende er en lysåben blanding af kornplanter og bredbladede urter, der ofte kan iagttages i første års selvetableret brak. Denne vegetation er rig på insektliv og yder god dækning for kyllinger på grund af kornplanternes skærmende virkning. I de første fire uger af deres liv er de afhængige af insektføde, og er samtidigt meget følsomme over for en våd fjerdragt (Potts 1986). En tæt og sammenhængende vegetation øger risikoen for dette.

Efterårsplojning

Ud over en kortvarig, men rigelig og let tilgængelig føde i form af jordlevende hvirvelløse dyr, der fremkommer ved efterårsplojningen, er den tilgængelige føde i efterårs- og vintermånederne mindre end på stubmarkerne, blandt andet fordi den frit tilgængelige frøpulje reduceres.

De lettere og mindre næringsrige jordtyper

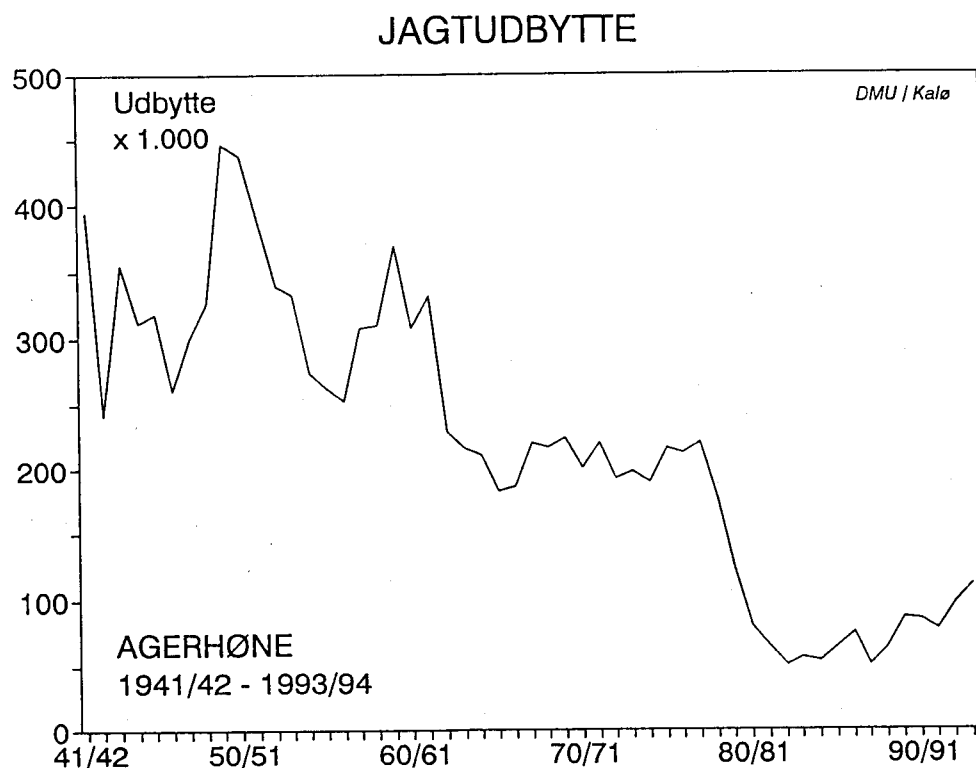
For ynglefugle er adgang til insektføde af vital betydning, og en høj floristisk diversitet i forår og tidlig sommer er derfor af særlig betydning p.g.a. dens tiltrækning af insekter (Green 1984). De lettere og mindre næringsrige jordtyper betinger ofte en mere varieret flora og er således velegnede fourageringsområder for bl.a. hønseskylinger.

Frøbankens betydning for fuglene

De seneste årtiers dyrkningspraksis med ændringer i sædskifte, større markenheder, intensiveret ukrudtsprøjtning, stigende gødskning og nye teknikker til jordbehandling har effektivt reduceret ukrudtsfloraen i såvel sædskiftemarker som i deres randområder (Hass & Streibig 1982). Ifølge Jensen og Kjellsson (1995) er puljen af ukrudtsfrø halveret i løbet af de sidste 25 år. Dette har haft betydning for mængden af tilgængelige ukrudtsfrø, som udgør føde for en række frøædende fuglearter.

Hønsefuglenes foretrukne fødeemner i 50'erne

Hammer et al. (1958) har undersøgt hønsefuglenes foretrukne fødeemner i landbrugsområder under 50'ernes mere ekstensive driftformer. Resultaterne viste, at agerhøne næsten udelukkende åd ukrudtsfrø af Pileurt-arter, Hanekro-arter og Alm. Fuglegræs. Fasanen, der er bredere i sit fødevalg, tog foruden frø fra markernes ukrudtsarter, også frugter af hegnsbuske. For begge fuglearter bestod føden om sommeren og efteråret hovedsageligt af spildkorn, frø og bær, medens vinter- og forårsføden primært bestod af græs, blade og skudspidser af opvækst.



Figur 1. Jagtudbyttet for agerhøne i perioden 1941/42 til 1993/94. Fra Asferg (1995a).

Undersøgelse af hønsefuglenes fødevalg idag

På baggrund af agerhønens kraftige bestandsnedgang over en længere årrække (Figur 1) (Asferg 1995a) har DMU på Kalø undersøgt hønsefuglenes fødevalg i efterårsperioden. Formålet med undersøgelsen er at belyse mulige negative effekter af de sidste årtiers ændrede driftsforhold i landbruget (Berthelsen, in prep). Resultaterne viser, at artssammensætningen af de spiste frø stort set er uændret, mens der er sket en kvantitativ forskydning i sammensætningen, således at andelen af ukrudtsfrø er faldet, og andelen af frø fra

korn er forøget siden 1950'erne. På stubmarker, hvor der er en rigelig forekomst af spildkorn, er fødeudbudet i efterårsperioden tilsyneladende ikke begrænset, men på vintersædsmarkerne, der dækker halvdelen af landbrugsarealet i Danmark, er fuglene afskåret fra at finde ukrudtsfrø og spildkerner. I takt med, at antallet af overvintrende stubmarker (og dermed tilgængeligheden af spildkorn) er faldet, er sprøjtefrie randzoner, kantområder, småbiotoper og brakmarkers betydning for hønsefuglenes fødesøgning øget.

Brakarealets placering

For at fuglene kan få det største udbytte af braklagte områder under rotation, vil det være gavnligt, hvis arealerne på de enkelte bedrifter er forskelligt udformede og placeret så spredt som muligt i landskabet, så de dels danner "huller" mellem de dyrkede marker og dels danner dyrkningsfrie bræmmer langs eksisterende småbiotoper og eventuelt skaber korridorer mellem disse (Hill & Robertson 1988). Den potentielt tilgængelige fugleføde, i form af såvel planter som insekter, er størst i markernes randområder, hvor fourageringen samtidigt optimeres af varierede dækningsmuligheder (Potts 1980, Hill 1985, Sotherton et al. 1985, Hudson & Rands 1988, Warner 1988, Hald & Reddersen 1990).

Enårige brakmarkers placering fra år til år

Hvis der er en vis variation i vegetationens struktur og sammensætning på enårige brakmarker, er der tillige mulighed for at tilgode stedtro arter som for eksempel sanglærken. Da både hanner og hunner vender tilbage til det foregående års yngleplads, er det vigtigt, at de rotationsbraklagte områder ligger tæt på hinanden årene imellem.

Brakarealets nabobiotoper

Brakmarkens egnethed som levested beror tildels på arealets forbundethed med andre habitatstyper. Placering af brakmarker så de grænser op til forskellige træbevoksede biotoper, for eksempel småskove, skovbryn og levende hegn giver gode levesteder for hønsefugle (Hill & Robertson 1988, Manosa 1994). Etablering af enårige brakarealer langs levende hegn giver en øget mulighed for, at de levende hegns småfugle, som for en stor dels vedkommende er skov eller skovbrynsfugle (sangere, mejser og finker), kan udnytte arealerne dels til redeanbringelse, men i særdeleshed til fouragering (Parish et al. 1994). Den bedste udnyttelse af det braklagte areal vil, i dette tilfælde, være en placering i områder, hvor der i forvejen er et stort fuglepotentiale. Det er blevet foreslået, at braklagte zoner langs læhegn kun anlægges på den ene side af læhegnet, for at give hønsefuglenes kyllinger bedre muligheder for at søge tilflugt og adgang til afgrøder i de tilfælde, hvor en tæt brakvegetation hindrer kyllingernes bevægelighed i terrænet (Osborne 1989).

Hill (1990) fandt både sommer og vinter en markant stigning i antallet af agerhøns, fasaner og ringduer på nyligt braklagte arealer. Om sommeren blev det største antal hønsefugle registreret i brakarealer placeret langs de småbiotoper, hvor fuglene yngede. Manosa (1994) undersøgte fasaners valg af yngleområder blandt andet i relation til brak og fandt den højeste ynglesucces hos fugle, der havde valgt redeplads på brakarealer med tilstødende småbiotoper.

Sprøjtefrie randzoner

Disse resultater understøtter tidligere publicerede undersøgelser om sprøjtefrie randzoners positive indvirkning på hønsefugles reproduktion samt ungernes overlevelse (Potts 1986).

Plejeforanstaltninger

Der findes kun få undersøgelser, der beskriver indvirkningen på fuglelivet ved mekanisk behandling af braklagte arealer. Der hersker dog ingen tvivl om, at specielt slåning af vegetationen i fuglenes ynglesæson fra april til august har en kraftig negativ indvirkning på markernes ynglefugle, idet rederne enten bliver ødelagt eller efterfølgende udsat for en meget høj prædation (Lack 1992, Poulsen & Sotherton 1992, Poulsen *et al.*, in press.). Osborne (1989) anbefaler således, at slåning af brakvegetationen foretages i perioden mellem september og marts, for derved at undgå forstyrrelser af ynglende fugle. Hvis det afslåede plantemateriale efterlades på jordoverfladen vil det ydermere forringe fourageringsvilkårene for fuglene, idet det afslåede materiale hindrer udsyn og detektion af byttedyr. Samtidig vil det sandsynligvis forringe levevilkårene for mange arter af hvirvelløse dyr og derved påvirke de insektædende fugles fødegrundlag.

Øget strukturel diversitet i agerlandet

På landskabsniveau kan de enårige brakmarker udgøre et væsentligt bidrag til en højere grad af strukturel diversitet i de dyrkede arealer. Under forudsætning af, at markerne ikke slås i fuglenes yngleperiode, vil de forskelle, der ligger i vegetationsstruktur og vækststadiet i hhv. brak-, vår- og vinterafgrøder kunne udnyttes optimalt af arter som for eksempel sanglærke, agerhøne og vibe (Schläpfer 1988, Wilson & Browne 1993, Eiloart & Firbank 1994). Fuglene har mulighed for tidlige yngleforsøg i vinterafgrøden/-brakken på grund af gode rededækningsmuligheder, og senere på sommeren har de mulighed for yderligere yngleforsøg i vårafgrøden. Da der samtidig igennem hele yngleperioden i de fleste tilfælde er relativt gode fourageringsmuligheder for både voksne og unger på brakarealerne, har disse markfugle mulighed for med succes at gennemføre flere yngleforsøg.

Brakarealets afvikling

Efter den gældende lovgivning afvikles rotationsbrakken hvert år på et tidspunkt, hvor den er mest attraktiv for det vilde dyreliv. Afviklingen af de enårige brakarealer bør tidligst foretages i midten af august. Hvis det sker før, vil det uvægerligt føre til ødelæggelsen af mange reder af sanglærke, vibe, agerhøne og fasan. En pludselig mekanisk jordbearbejdning ødelægger en ellers attraktiv fødesøgnings- og dækningshabitat for især høns med 3-4 uger gamle kyllinger, som er afhængige af insektføden i brakmarken. En vurdering af den naturmæssige gevinst ved rotationsbrakken skal derfor ses i sammenhæng med, hvorvidt naboarealerne kan fungere som erstatningshabitater ved brakarealets genopdyrkning.

8.4 Den flerårige brakmark

Højere fuglefødepotentiale på selvetablerede brakmarker

Allerede i braklægningens andet år kan der være etableret en alsidig, relativt åben og heterogen vegetation, hvis brakarealet er selv-

etableret på næringsfattig og sandet jord. Der er ofte fundet en mere varieret insektfauna i selvetablerede brakmarker og dermed et højere fuglefødepotentiale end på tilsåede marker (flere undersøgelser i Clarke 1992).

Vildtagre skaber gode levesteder om vinteren for primært hønsefugle

Anlæggelse af "vildtagre" i form af op til seks m brede striber i den flerårige brakmark, finder sted i stor udstrækning (Planteavlskon-sulenter, pers komm.). Etablering af vildtagre ved tilsåning af fx. majs, kål, korn, raps og boghvede skaber gode levesteder om vin-teren for primært hønsefugle og harer, men giver også gode føde-og dækningsmuligheder for fuglearter såsom finker, værlinger, kragefugle og duer.

Få arter i tæt vegetation med lav strukturel varia-tion

De flerårige brakarealer vil, uden efterfølgende plejeforanstaltning-er, i løbet af få år efter anlæggelsen være domineret af flerårige græsser og urter, og i mange tilfælde danne en tæt vegetation med lav strukturel variation. Som nævnt ovenfor vil dette successions-stadium tiltrække langt færre fuglearter og bestandsstørrelserne vil også være mindre end tilsvarende enårige brakarealer. Selvom disse marker indeholder store føderesourcer for fuglene (Moreby & Aebi-scher 1992), er det kun et fåtal af arter (fx. engsnarre og vagtel), der udnytter dem, fordi den tætte vegetationsstruktur hindrer udsyn og adgang til føden (Schläpfer 1988, Sotherton et al. 1994). På grund af mængden af specielt mus, kan områderne dog være af værdi for de rovfugle (tårnfalk, musvåge, fjeldvåge, kærhøge) og ugler (natugle, skovhornugle, mosehornugle), der udnytter denne føderesource (Jørgensen 1986, Southwood *et al.* 1986). Tidspunktet for, hvornår denne form for "græsslette" indtræder, afhænger af både jordtype, næringsindhold, dræningsforhold og etableringsform.

Plejeforanstaltninger

Specielt på de næringsrige jorder (Hill 1990, Lack 1992) vil der mange steder allerede det andet år fremkomme en så høj og tæt vegetation, at markerne bliver uinteressante for de fleste fuglearter. Den græs- og urtedominerede overgangsform i successionsforløbet mod krat og skov vil i mange tilfælde tage årtier, hvorefter brakare-alet gradvist vil udgøre et større potentiale for fugle tilknyttet skov. Da tilbagegangene over de seneste fire årtier hovedsagligt er kon-stateret for det åbne lands fuglearter, vil en målrettet plejeindsats af de flerårige brakarealer imidlertid være mest hensigtsmæssig for at skabe de nødvendige habitater.

På de lette jorder anbefaler Osborne (1989) en årlig overfladisk harvning eller kultivering i marts måned for at begrænse plantebio-massen med henblik på at skabe en mere åben vegetation.

Græsning eller slåning nødvendigt for at oprethol-de en talrig og artsrig fug-lefauna

Græsmarker kræver en form for afgræsning eller høslet/afhøstning for at opretholde betingelserne for en talrig og artsrig fuglefauna. Ekstensivt kreaturafgræssede marker, som samtidigt ikke er vel-drænede, er værdifulde for en række af de fuglearter, der har været hårdest ramt igennem den meget kraftige reduktion i arealet af våde enge (Møller 1983, O'Connor & Shrubbs 1986, Lack 1992). De arter, der i første række ville drage nytte af denne form for pleje, er

vibe, rødben, dobbeltbekkasin, engsnarre, bynkefugl, rørspurv, engpiber, gul vipstjert og stær, men også kragefugle, drosler og finker vil udnytte disse arealer intensivt under deres fouragering. En sammenhængende placering af arealer langs søer og vandløb vil være en oplagt og god udnyttelse. Det er blevet foreslået, at et græsningstryk, der svarer til to heste eller kreaturer per hektar, er det maximale der bør tillades, hvad angår sikring af fuglenes reproduktion (Osborne 1989). Afgræsningen bør foretages mellem juni og oktober.

Slåningstidspunkter og mønstre

Et alternativ eller supplement til de afgræssede brakmarker består i en afhøstning af vegetationen. Den bør foretages imellem 1. september og 31. marts, uden for fuglenes ynglesæson. Herved opnås der, i en periode, attraktive spisekamre for en række arter. I en undersøgelse over påvirkningen af høslet blev der registreret et fald i biomassen, men samtidig en større individtæthed af hvirvelløse dyr i marker, hvor græsset blev slået (Southwood & Cross 1969). Moreby og Aebischer (1992) fandt en tendens til en større tæthed af byttedyr og en ændring i artssammensætningen det andet brakår, men forfatterne diskuterer samtidig muligheden for, at brakmarkerne det andet år i mange tilfælde bliver for tætte i vegetationsstrukturen til, at fuglene kan udnytte fødekilden. For at sikre områder indenfor brakarealet til både rededækning og fouragering foreslår engelske retningslinier for braklægning, at afhøstningen foretages i delområder, evt. i striber (Contryside Commission 1989, Osborne 1989). Dette vil være attraktivt for både sanglærke, vibe og agerhøne. Det er dog vigtigt, at vegetationen bliver holdt lav fra og med marts ved jævnlige slåninger, for ikke at tilskynde fuglene til anlæggelse af reder i den lave vegetation.

Det afslåede plantemateriale

Fjernelse af afslået plantemateriale er vigtig dels for at sænke næringsindholdet i jorden, dels for ikke at ødelægge fourageringsmulighederne for fuglene.

Rastepladser for gæs på permanent braklagte arealer

Undersøgelser har vist, at hyppig slåning af græsmarker kan medvirke til at afhjælpe de problemer, der jævnligt er opstået i forbindelse med områder, hvor gæs under deres ophold på rastepladser har fourageret på specielt nyspirede kornmarker (Vickery & Sutherland 1992). Braklagte marker kan med denne form for plejeforanstaltning og ved en rigtig placering udgøre vigtige alternativer til gæssenes foretrukne fourageringspladser. Arealerne bør være mere end 10 ha, og der bør anlægges flere hele marker med en indbyrdes afstand af mindst 500 meter for at tilgodese gæssene i forbindelse med forstyrrelser (Contryside Commission 1989, Summers 1989).

Retablering af enge og vådområder

Retablering af fugtige engområder, vil sandsynligvis være et af de tiltag, der isoleret betragtet vil have den største positive effekt på åbentlandsarterne. Ligeledes vil genskabelsen af tidligere våde arealer, småsøer og damme på lavbundsjordene være en potentiel mulighed for at gavne de vandfugle, der yngler i mindre, ferske vandområder (gråand, troldand, lille lappedykker, rørhøne og blichøne), specielt hvis bredvegetationen omfatter siv eller tagrør.

Retablering af overdrev

Det tørre overdrev udgør i dag arealmæssigt så lille en andel på landsplan, at det må betragtes som en truet habitat. Denne naturtype kræver pleje i form af ekstensiv afgræsning, og plantesamfundet er meget følsom overfor påvirkninger i form af gødningstilførsel. Af typiske overdrevsarter blandt fuglene kan nævnes tornsanger, gulspruv, tornirisk, skovpiber, sanglærke, rødrygget tornskade og stilsits. Den flerårige eller permanente brak vil være et nyttigt redskab til at retablere habitater for disse arter.

Brakarealets placering i forhold til naturområder

Placeringen af flerårige eller permanent anlagte brakarealer i umiddelbar tilknytning til natur- eller halvkulturarealer kan bidrage til en beskyttelse af eksisterende naturområder ved at fungere som en form for stødpude for menneskelige påvirkninger. Desuden kan en udvidelse af allerede eksisterende områder være medvirkende til at sikre fåtallige og spredt forekommende arter som for eksempel stor tornskade, mosehornugle, blå kærhøg, hedehøg, sortstrubet bynkefugl, hedelærke og markpiber.

Placering som dyrkningsfrie randzoner

Engelske undersøgelser af markkanter i forbindelse med tilstødende levende hegn, som kombineres med braklagte stribes med en vegetation af bl.a. selvsåede vedplanter og flerårige planter, har vist sig at kunne forbedre habitatkvaliteten for bl.a. hønsefugle (Pollard et al. 1974, Boatman & Wilson 1988).

Placering som spredningskorridorer

Set fra en landskabsøkologisk vinkel vil der med både den en- og flerårige braklægning kunne opnås en variation i landskabsstrukturene, som kan medvirke til en større biodiversitet. Vigtigt i denne forbindelse er etableringen af arealer, der kan fungere som ledelinjer eller "trædesten" i områder, hvor der er stor afstand mellem vigtige kernehabitater (Wilson & Fuller 1992). Dette gælder særlig udpræget for lavmobile arter med lille spredningskapacitet (fortrinsvis visse insektarter, plantearter og padder), men også for en art som urfuglen er denne problemstilling aktuel.

8.5 Sammenfatning

Braklægningens betydning for agerlandets fugle skal vurderes gennem indvirkningen på de basale krav, fuglene har til levestedet såsom rededækning, skjul og fødegrundlag. Artsrigdommen af fugle formodes at stige gennem successionsforløbet fra mark til skov, med en stigende andel af insektædende fugle og en faldende forekomst af planteædende fugle. Brakvegetationens strukturelle diversitet er af stor betydning for fuglenes fourageringsvilkår.

Den enårige brakmark kan, alt efter anlæggelse, placering og pleje være en værdifuld habitattype for en række agerlandsfugle. En relativ åben og varieret vegetationsstruktur, med en blanding af urter og græsser og eventuelt spildskornplanter er optimalt og kan opnås ved naturlig fremspiring af spildfrø og ukrudtsfrø direkte i stubben eller efter en let stubharvning. Herved skabes der allerede i efteråret et attraktivt fourageringssted for mange af agerlandets

fugle, der kan udnytte stubmarkerne vinteren igennem og i det tidlige forår. På brakmarker, der anlægges ved pløjning om efteråret, er den tilgængelige føde i efterårs- og vintermånederne mindre end på stubmarkerne, blandt andet fordi den frit tilgængelige frøpulje reduceres.

Det vurderes, at fuglene får det største udbytte af braklagte områder ved en meget varieret udformning og placering i landskabet. Specielt en placering som dyrkningsfrie bræmmer langs eksisterende småbiotoper vil have stor betydning for fuglene. I markernes randområder er den tilgængelige fugleføde og dækningsmulighederne størst. Brakmarkens egnethed som levested afhænger ligeledes af arealets forbundethed med andre habitattyper. Især træbevoksede biotoper, for eksempel småskove, skovbryn og levende hegn giver gode levesteder for mange fugle.

Fuglefaunaen på braklagte arealer er særdeles følsom overfor slåninger af plantedækket i yngleperioden. Ligeledes er tidspunktet for arealets afvikling af betydning for den naturmæssige gevinst ved enårige braklægninger.

Længerevarende braklægning med pleje i form af slåning eller græsning vil være et nyttigt redskab til at retablere og udvide biotopstyper såsom ferske enge, overdrev og heder, især ved en placering i umiddelbar tilknytning til eksisterende naturarealer. Herved skabes levesteder for en lang række fåtallige og spredt forekommende fuglearter.

9 Pattedyr

Der tages udgangspunkt i den generelle, nyeste viden om arternes fødebiologi og habitatpræferencer, som beskrives først under hver art eller artsgruppe. Denne viden er dernæst benyttet til at vurdere braklægningens betydning for de enkelte arter/artsgrupper.

9.1 Småpattedyr

*Mus i successionsforløbet
fra mark til skov*

De musearter, skovmus og markmus (Lund 1991a), der specielt findes i de dyrkede marker vil også indfinde sig på braklagte arealer og være dominerende i forhold til de mere skovtilknyttede mus, rødmus, brandmus, og halsbåndsmus (Lund 1991a), som først vil få overtaget, når arealerne er sprunget i skov efter mere end 60 års succession (Konečný 1990). En amerikansk undersøgelse (Huntly & Inouye 1987) viste, at antallet af individer og arter toppede efter 30 års succession, men der var ingen stærk sammenhæng mellem successionens alder og diversiteten af småpattedyr eller tætheden af de forskellige arter. Endvidere tydede undersøgelserne på, at resourcerne, specielt mængden af kvælstof i vegetationen, er direkte begrænsende for planteædende småpattedyr og inddirekte begrænsende for insektædende småpattedyr.

Skovmusenes fødevalg

Skovmus er habitatgeneralister og opportunistiske dyr, som først og fremmest begrænses i tæthed og udbredelse af fødemængden, mens habitat- eller vegetationstype spiller en sekundær rolle (Rogers 1992). Skovmusen er i Danmark den almindeligste museart på de dyrkede marker. Den lever ligesom de egentlige skovmus, rødmus, brandmus og halsbåndsmus, hovedsageligt af frø, korn mv. Brandmus og halsbåndsmus supplerer dog i højere grad end skovmus føden med en del frugt og invertebrater.

Skovmusens habitatkrav

De relativt få økologiske undersøgelser, der er lavet på mus under herbicidfrie forhold, viser, at skovmus aktivt opsøger randzoner, hvor der ikke er sprøjtet mod ukrudt (Tew et al. 1992) og det er vigtigt, at de dyrkede arealer producerer relativt store næringsrige frø, f.eks. frø af Flyve-Havre og Ager-Rævehale (Povey et al. 1993). Undersøgelser i det sydlige Sverige har tidligere vist, at jo større andel, de dyrkede arealer udgør af landskabet, jo større bestand af skovmus findes der i landskabet (Angelstam et al. 1987). Musebestandenes tæthed i både efterår og forår er størst i marker, der regelmæssigt bliver pløjet og skovmus findes på markerne igennem hele vinterperioden, idet deres reder og forrådsdepoter ligger så langt nede i jorden, at de ikke ødelægges under pløjning af markerne (Loman 1991).

Markmusens fødevalg

På de dyrkede arealer findes også markmus - nordmarkmus og sydmarkmus. Begge arter lever fortrinsvis af grønne plantedele, der suppleres med frø, mos og evt. frugt om efteråret og bark om vinteren. Til forskel fra skovmus er markmus meget afhængige af habitatens struktur og er generelt set specielt knyttet til græsarealer (Rogers 1992).

Nordmarkmusen

Nordmarkmusen er udpræget græsæder, men den æder også næringsrige planter som arter af Kløver og Mælkebøtte, når disse tokimbladede flerårige urter er tilgængelige. En hollandsk undersøgelse (Faber & Ma 1986) viste, at Fløjlsgæs, Bølget Bunke, Rapgræs-arter og Hvene, var de foretrukne græsarter i Nordmarkmusens fødevalg. Fødevalget var dog meget afhængigt af, hvilke fødekilder, der fandtes på den enkelte lokalitet.

Markmusenes habitatkrav

Nordmarkmusen danner gangsystemer i selve vegetationen og er derfor afhængig af et tæt og uforstyrret plantedække på levestedet for at kunne skjule sig for rovfugle. Sydmarkmusen anvender i højere grad end Nordmarkmusen gangsystemer i jorden, og er derfor ikke så afhængig af plantedækkets omfang (Lund 1991a). Sydmarkmusen findes på alle typer landbrugsjord, men foretrækker åbne sammenhængende græsningsarealer og lucernemarker. Selvom den undgår meget tætbevoksede arealer, kan den dog være almindelig i frugtplantager, hvis der er rigelig græsvegetation (Lund 1991a). Sydmarkmusen er ikke så udpræget en græsæder som nordmarkmusen, og supplerer føden med frø af forskellig slags, samt bark om vinteren.

Småpattedyrenes udnyttelse af brakarealer

Brockless og Tapper (1993) undersøgte effekten af brakmarker på småpattedyr ved Loddington. De opsatte Longworth-fælder på tre brakmarker og tre vintersædsmarker i midsommeren, og resultaterne viste klart den forarmede fauna på vintersædsmarkerne, med hovedsagelig skovmus og kun få studs mus og spids mus (især rundt langs kanten). De flerårige brakmarker indeholdt et større spektrum af småpattedyr-arter (inkl. rød mus og mark mus) og i større antal. Specielt spids mus var mere almindelige på brakmarkerne, givetvis fordi insekterne var mere talrige på disse arealer.

Frø er en vigtig del af føden

Britiske undersøgelser (Rogers & Gorman 1995a) af braklagte arealer, der har ligget brak i et år ved undersøgelsens start, med en vegetation af lav tæthed og lille diversitet (Simpson's Index = 0,6) domineret af Alm. Hvene (52 %) og arter af Hønsetarm spp. (27 %) tyder på, at skovmus, der lever på sådanne arealer, har vanskeligheder med at finde tilstrækkelige mængder af frø, idet frømateriale kun udgjorde 20 % af den indtagne føde. Undersøgelser af fødeindtagelsen i andre habitattyper har vist, at frø almindeligvis udgør 40-70 % af føden hos skovmus (Watts 1969, Hansson 1971, Green 1979, Butet 1986). Endvidere fandt Rogers og Gorman (1995a), at vægten (i gennemsnit 17,3 g for hunner og 16,9 g for hanner) af musene fanget på disse brakarealer var mindre end normalt.

Brakmarker er suboptimale levesteder for såvel skovmus som markmus

Populationsdynamiske undersøgelser på to arealer i det østlige Skotland, hvori indgik braklagte arealer, (Rogers & Gorman 1995b), synes at vise, at brakmarker er suboptimale levesteder for såvel skovmus som markmus. Arealerne for disse undersøgelser var taget ud af produktion efter vækstsæsonen forud for den sæson, hvori undersøgelserne blev foretaget - dvs. enårig braklægning uden udsåning af afgrøde eller anden form for behandling af arealerne. Resultaterne af undersøgelserne viste, at populationsdynamikken og musenes vægt påvirkes i negativ retning, når føde-

mængden er begrænset. Dette var gældende på det ene undersøgelsesareal, der kun var omgivet af dyrkede marker, medens det andet areal, der grænsede op til permanente naturarealer, viste samme resultater som tidligere undersøgelser udført i forskellige naturtyper (Montgomery 1980, Flowerdew 1985). Der er en sammenhæng mellem fødemængden igennem vinterperioden og ungeproduktionen i den følgende sæson, således at større fødemængder giver større produktion (Montgomery et al. 1991).

Uforstyrrede, selvetablerede brakvegetationer er fordelagtige

Det nuværende vidensgrundlag indikerer, at specielt enårig braklægning med et stort indhold af blomstrende planter og vækst fra spildkorn vil være attraktive for skovmus og rødmus, men også for brandmus og halsbåndmus, hvis arealerne er udlagt umiddelbart op ad hegn, skovbryn eller småbiotoper med træer og buske, hvorfra musene foretager fourageringsture ud på de mere åbne arealer (Lund 1991a). Det vil dog være en forudsætning, at brakarealerne ikke slås eller på anden måde behandles, således at planterne forhindres i at producere frø til modning. Brakarealer udlagt med ensidig græsvegetation vil ikke være attraktive for ovennævnte musearter, idet næringsindholdet ikke kan konkurrere med de omgivende kornarealers.

Flerårige brakmarker

Flerårig braklægning med udsåning af en blanding af græsser og kløver vil være meget attraktivt for nordmarkmus. Brakarealer med fremspiring af spildkorn, frø- og græsukrudt vil være attraktive for sydmarkmus. Sydmarkmus findes dog kun i Jylland - syd for Limfjorden og braklægning i resten af landet vil være uden betydning for denne art.

Til forskel for de skovtilknyttede mus er det for markmus vigtigt, at de braklagte arealer ikke udsættes for nogen form for behandling hverken slåning eller jordbehandling, da skjulemulighederne forringes, idet gangsystemer og reder ødelægges. Det frygtes, at sydmarkmus kan udvikle sig til så store bestande, at de vil optræde som skadedyr i nærliggende afgrøder, hvis store dele af agerlandet udlægges som græsarealer (Delattre et al. 1992).

De mere sjældne musearter

Åbne arealer med vedvarende braklægning, som ligger uforstyrret i mere end 3-5 år, vil give muligheder for nogle af de mere sjældne musearter. Hvor vegetationen domineres af høje græsser og enkeltbestande af tidsler vil der være mulighed for en bestand af dværgmus (Lund 1991a). Høj tæt græsvegetation vil tillige være attraktiv for insektædere, som alm. spidsmus og til en vis grad dværgspidsmus, forudsat, at der er rigelige mængder af større insekter, snegle og regnorme (Baagøe 1991).

Konklusioner

Konkluderende vil først og fremmest de musearter, der i forvejen lever i agerlandet indfinde sig på braklagte arealer. Bestanden størrelser vil afhænge af mængde og kvalitet af foretrukne fødeemner på brakarealerne. Brakarealer i enårig forløb vil være mest attraktive for skovmus, men arealerne vil i perioder af sæsonen sandsynligvis ikke kunne tilbyde så store fødemængder som de

omgivende afgrøder. Derimod vil flerårige brakarealer udlagt med græs uden jordbehandling og slåning helt sikkert fremme antallet af markmus i agerlandskabet.

9.2 Muldvarp

Muldvarpens habitatvalg

Muldvarpen opholder sig under jorden i et udstrakt gangsystem. Det afgørende for muldvarpens tilstedeværelse er jordbundens fysiske og kemiske beskaffenhed (Lodal 1991). Den findes således ikke i udpræget stenet jordbund, i områder med meget høj grundvandstand eller hvor muldlaget er meget tyndt. Muldvarpen findes ikke i meget sur jord, hvor mængden af dens foretrukne føde af invertebrater er utilstrækkelig.

Aktivitetsområdet

Muldvarpen er en eneboer, som har sit eget aktivitetsområde. I frodige løvskove og enge, hvor tætheden af føde er 200-250 g invertebrater pr. m², er små aktivitetsområder på mellem 300 og 400 m² tilstrækkelige for muldvarpene; i tørre klitsand områder, hvor fødegrundlaget kun er 2-2,5 g m⁻², kan territorierne derimod være over 5.000 m² store (Gorman & Stone 1990).

Fødevalg

Muldvarpen er insektæder, og finder sin føde, mens den graver gennem jorden eller kortvarigt bevæger sig op på jordoverfladen. Den foretrukne fødekilde er regnorme, men den æder tillige insekter (voksne og larver), tusindben, snegle og små hvirveldyr (Lodal 1991). Muldvarpen æder den tilstedeværende føde, og fødesammensætningen reflekterer den relative mængde af invertebrater i den omgivende jord.

Mulds kudene

Hvor jorden er sammenpresset, er muldvarpen nødt til at skubbe overskydende jord op på overfladen (muldskud). I skove er jorden ofte tilpas løs, så muldvarpen kan danne sine gange ved at presse jorden til side. På landbrugsjord, der gennem år har ligget brak og hvor man ikke har kørt med tunge maskiner, kan jorden ligeledes være så løs, at muldvarpene ikke danner skud eller kun nogle få og små stykker hist og her. Antallet af muldskud giver altså ikke oplysning om antallet af muldvarpe på et givet areal. På danske landbrugsjorder er bestandstætheden i størstedelen af året op til ti til tolv fastboende muldvarpe pr. ha (Lodal 1991). I sensommeren under ungernes spredningsfase kan tætheden lokalt være større.

Habitatstørrelser

Muldvarpegange ødelægges ved pløjning, og muldvarpene må således rekolonisere de dyrkede arealer hvert år fra markranden. De kan derfor kun fuldstændigt rekolonisere meget små marker, fx. mindre end 100 m brede, hvorimod større marker kun rekoloniseres i den marginale kantzone (Corbet 1991).

Muldvarpes udnyttelse af brakarealer

Som for andre småpattedyr er det bedst for muldvarpene, hvis brakarealet placeres i tilknytning til mere stabile naturlige biotoper, såsom skov, levende hegn og småbevoksninger, hvor vegetationen kan yde dækning, når dyrene bevæger sig over jorden under spred-

ningen. Frodig, relativ løs, ikke for tør jord, er optimal, da den er let at grave gange i og oftest indeholder flere invertebrater. Rotations-brakarealer placeret som smalle striber langs hegn eller småbiotoper er bedre end større flader, der som nævnt ikke kan rekoloniseres fuldstændigt på én sæson.

Brakarealets anlæggelse

Anlægges brakarealet i efteråret har unge muldvarpe under deres spredning mulighed for at kolonisere arealet, og ældre muldvarpe kan evt. rekolonisere arealet. Jordbehandling om foråret er dårligt for muldvarpe. På det tidspunkt er deres territorier etablerede og ynglesæsonen begyndt. En jordbehandling i foråret vil sandsynligvis helt ødelægge ynglesæsonen for de berørte dyr.

Gødkningens betydning

Sædskifter med græsningsmarker, tilført naturgødning, er særdeles velegnede for muldvarpe, da der er mange regnorme og andre invertebrater, og en god formuldning. I modsætning hertil er det sjældent at se muldvarpe på marker, som i mange år blot er gødet med kunstgødning.

Flerårig braklægning

Jordstrukturen forbedres, jo flere år jorden lades uforstyrret af maskiner. Flerårige brakarealer er derfor velegnede for muldvarpe, som med deres gangsystemer vil være medvirkende til at forbedre jordstrukturen, og mulddannelsen. Muldvarpen gør desuden nytte ved at æde en del af de insekter, landbruget betragter som skadedyr, som f.eks. larverne af oldenborre, smelder og stankelben (Lodal 1991).

9.3 Mosegris

Status

Ifølge Lund (1991b) har mosegrisen spredt sig gennem dette århundrede. Mens den ved århundredeskiftet fortrinsvis var knyttet til fugtige enge og moser og til bredderne af vandløb og småsøer, så er den nu almindelig selv på de tørreste steder. Denne spredning kan delvis ses i sammenhæng med dræningen af mange fugtige områder, men også med en stor bestandsforøgelse i det sidste halve hundrede år (Lund 1991b).

Tre økologiske grundtyper

Man kan skelne mellem tre økologisk grundtyper (Lund 1991b): Nogle mosegrise lever hele deres tilværelse ved vandløb og småsøer, hvor de har deres gangsystemer langs med bredderne, og hvor de er aktive uden for gangene en stor del af året. Andre lever permanent i græsbevoksede områder uden forbindelse med vand, og her bruges gangsystemerne en meget større del af året. Endelig er der en tredje type, der vandrer kortere eller længere strækninger fra tørre arealer om vinteren til fugtige områder om sommeren. Denne type er aktiv oven på jorden eller i vandet i en stor del af døgnet i sommertiden, mens det meste af døgnet om vinteren tilbringes nede i gangsystemet. Det er de to sidste typer, der i særlig grad er et problem for landmænd, gartnere, forstfolk og haveejere.

<i>Mosegrisens territorier</i>	Mosegrisen er territorial. Størrelsen af territorierne varierer kolossalt med bestandstætheden fra en halv snes m ² ved store tætheder til mere end 2.000 m ² , når der er få dyr i området.
<i>Udklækningssteder for mosegrise</i>	Når mosegrisenes unger er halvstore, bliver de fordrevet fra rede-stedet og spreder sig ud i omgivelserne. Det betyder i praksis, at arealer, der støder op til en god mosegrisbiotop, sommeren igen-nem kan blive invaderet af unge mosegrise, der breder sig som ringe i vandet ud i de marginale områder. Sådanne udklæknings-steder for mosegrise kan typisk være byggemodnede arealer, militære øvelsesområder, fredede naturområder og offentlige græs-arealer, der kun forstyrres et par gange årligt, når græsset skal slås. Mosegrise søger normalt kun ind i områder med tæt græsdække, men undertiden genbesætter de gamle systemer, der kan ligge i helt ned til 1½ m dybde, og som ikke berøres af pløjning eller fræsning.
<i>Fødevalg</i>	Mosegrisen tager et bredt spektrum af planteføde, men kun meget sjældent dyrisk føde i form af insekter, snegle og muslinger. I sumpområder tager den unge skud af Tagrør, Dunhammer, Lyse-Siv, Sødgræs. På tørre områder samler mosegrisen ofte forråd af, f.eks. kartofler, jordskokker, blomsterløg, kvikrødder og rødder af Mælkebøtte (Jensen (1993)). I naturområder laver mosegrisen under-jordiske depoter af næringsrige plantedele, ikke mindst kvikrødder. På trods af sådanne forråd gnaver den i vinterhalvåret i udstrakt grad på rødderne af træer og buske.
<i>Mosegrisens udnyttelse af brakarealer</i>	Brakarealer placeret i tilknytning til vedvarende græsarealer, ube-nyttede naturområder, skove, levende hegn og grøfter, letter spred-ningen for mosegrise.
<i>Flerårig braklægning</i>	Uforstyrrede, flerårige brakarealer er gode habitater for mosegrise. En løs jordstruktur og et udbredt græsdække gør det lettere for mosegrisen at grave gange. Efterhånden som successionen ændrer vegetationen på arealet, giver det mosegrisen flere fødemuligheder, herunder rødder af vedplanter.

9.4 Pindsvin

<i>Fødevalg</i>	Pindsvinet er et natdyr, der hører til insektæderne og dets føde udgøres primært af hvirvelløse dyr, såsom regnorme og nøgne snegle samt en række insekter og deres larver. Pindsvinet er med hensyn til fødevalg opportunistisk, så tilfældige fødeemner, døde som levende, tages, når lejlighed bydes (Walhovd 1991). Af insekter tages hyppigst sommerfuglelarver, biller, især løbebiller og torbi-ster, ørentviste, årevingede insekter som humlebier, bier og myrer, samt ægte tusindben. Pindsvinet er en ægte vintersover og søger således først føde ved løvspringstid, dvs. i første halvdel af maj.
<i>Pindsvinets habitat-krav</i>	Pindsvinet stiller krav om en rig forekomst af insekter og andre små dyr, samt gode rede- og dækningsmuligheder. I det åbne land bydes arten de bedste kår omkring bebyggelser (Walhovd 1991). På

landejendomme træffes pindsvinet oftest i beplantningerne ved gården eller inde i landbrugsbygningerne, hvor der er gode redemuligheder året igennem. Endvidere finder pindsvinet sig til rette i løvskovbryn, i levende hegn, langs skel og grøfter, hvorimod det kun sjældent færdes på fugtige engarealer og i landbrugsafgrøderne. Pindsvinet benytter de dyrkede arealer til dækning og specielt græsarealerne til fødesøgning. Det varierede parklandskab, som parcelhuskvarterer, kolonihaver og nogle sommerhusområder udgør, er optimale habitater for pindsvinet (Walhovd 1991). Ifølge Morris (1991) forekommer pindsvinet mest talrig, hvor græsarealer ligger op til skov, krat eller levende hegn. Det totale home range for en sæson er på mindst ti ha i landbrugsland, og for voksne hanner er det op til 50 ha. I skovbryn reduceres arealet noget.

Pindsvins udnyttelse af brakarealer

Brakarealer placeres bedst i tilknytning til skovbryn, levende hegn og småplantninger, som kan yde dækning i dagtimerne, hvorefter pindsvin kan fouragere på de åbne arealer om natten. Af hensyn til dækning og redemuligheder er det nødvendigt, at brakarealet ikke forstyrres, f.eks. af regelmæssig slåning. Et mosaiklandskab passer pindsvin bedst, og derfor kan arealerne med fordel placeres spredt, dog i tilknytning til linieformede biotoper, som kan fungere som ledelinier. Med hensyn til fødekilder er flerårig, uslået brak optimalt, men der er også fødemuligheder på enårige uslåede/ugræssede brakarealer.

9.5 Hare og vildkanin

Harens status og habitatkrav

Den europæiske hare, findes i alle landskabstyper. Kendetegnende for haren er, at den først og fremmest er knyttet til de åbne landskabstyper og i særdeleshed til kulturlandskabet. Den stammer ganske vist fra de mellemeuropæiske græssletter, men dens udbredelse og antal er steget i takt med opdyrkningen af jorden og agerbrugets indførelse (Hansen 1991). Haren er et vigtigt jagtbytte og det pattedyr i Danmark, der nedlægges flest af. Antallet af nedlagte harer er dog faldet drastisk fra slutningen af 1950'erne til begyndelsen af 1990'erne. Udviklingen i jagtudbyttet følger udviklingen i størrelsen af arealet dyrket med græs-, grovfoder- og rodafgrøder, som er halveret i samme periode (Hansen 1992). I 1992 - året før braklægningen rigtigt tog til i omfang - skete der en markant stigning i jagtudbyttet af hare. Denne stigning har ikke kunnet fastholdes, da der i 1994 igen skete et fald i udbyttet. Der er derfor ikke umiddelbart nogle indikationer på, at jagtudbyttet af hare er påvirket af den forøgede braklægning i Danmark i 1993 og 1994.

Fødevalg

Haren anvender først og fremmest de dyrkede marker som ædested. Den foretrækker friske grønne plantedele, men æder også modne kerner af de forskellige kornarter (Hansen *in press*). Under den natlige fouragering viser harerne i efterårs-, vinter- og forårsperioden signifikant positiv præference for arealer udlagt med kløver/græs udsået som udlæg i byg i den forudgående vækstsæson, samt for vinterhvede og vinterbyg. Præferencen for brakmar-

ker udlagt med græs, der er udsået efter høst, er derimod signifikant negativ, fordi græsset står meget sparsomt igennem vinter- og forårsperioden (Nielsen 1994). I sommerperioden foretrækker harerne kløver- /græsarealer, der afgræsses af husdyr samt roe- og ærtemarker (Hansen 1989, Hansen *in press*). Græsarealer, der ikke afgræsses, forlades af harerne midt i maj måned til fordel for de afgrøder, der er blevet sået i løbet af forårsperioden (Hansen *in press.*). Harerne fouragerer også på stubmarker, specielt når kernerne spirer efter en stubharvning (Pegel 1986).

Vegetationsdækkets højde

Harerne sætter som regel deres yngel i afgrøderne, når afgrødernes højde er over 15 cm. Der vil derfor fra midt i april og frem til slutningen af oktober måned være stor fare for at dræbe killingerne, hvis brakmarkerne slås. For kuld, der er yngre end tre til fire uger gamle vil der endvidere være meget stor fare for prædation af rovfugle, hvis arealerne slås, fordi der ikke vil være tilstrækkelige muligheder for skjul. Dette hænger sammen med, at killingerne ikke søger særlig langt væk fra fødsels- og diegivningsstedet, hvor de samles med moderen hver aften efter solnedgang (Hansen *in press.*).

Vildkaninens status og udbredelse

Vildkaninen forekommer kun i Sønderjylland og på en del mindre øer, bl.a. Fanø og Endelave, samt lokalt på Lolland og Bornholm (Jensen 1991). Jagtudbyttet af kanin har svinget voldsomt med den laveste værdi på 3.242 i jagtsæsonen 1981/82 til den største værdi på 17.490 i 1990/91. I jagtsæsonen 1994/95 nedlagdes 5557 kaniner, og de fleste af disse blev nedlagt i de sydligste egne af Sønderjyllands Amt. Da Danmark er nordgrænsen for kaninens udbredelsesområde, har kaninerne vanskeligheder med at overleve strenge vintre, hvilket er hovedårsagen til, at kaninen ikke har spredt sig til hele den jyske halvø.

Fødevalg

Kaniner lever i kolonier og graver gangsystemer, der benyttes hele året. Kaninkomplekserne anlægges overvejende på let og tør jord, og det vil ofte være på skrænter og høje partier i terrænet. Jordbehandling af de dyrkede marker forhindrer kaninerne i at etablere sig i selve afgrøderne. Kaninerne foretrækker at æde saftige græsser og urter, men æder også nyspiret korn, rodfrugter og kål samt knopper, skud og bark af både løv- og nåletræer. Ulovlig udsætning af kaniner på Lolland og på Bornholm i henholdsvis 1977 og 1980 har ført til etablering af relativt små bestande på meget begrænsede lokaliteter, men det ser ikke ud til, at kaninerne her er i stand til at sprede sig og opbygge større bestande (Jensen 1991).

Hare og vildkanins udnyttelse af brakarealer

Brakarealer med spildkorn og græsukrudt fra det forudgående dyrkningsår formodes at være attraktive fouragerings-, hvile- og ynglesteder for harerne. Dette forudsat, at vegetationen ikke vokser sig helt tæt, men indeholder nogle pletter, hvor plantedækket er forholdsvis åbent. Arealer med flerårig brak vil kunne tjene som alternativt opholdssted for voksne og unge harer i dagtimerne, specielt når afgrøderne på de omgivende marker forsvinder under høsten i sommer- og efterårsperioden. I den forbindelse vurderes det, at brakarealer udlagt som langstrakte parceller mellem de

enkelte afgrøder, vil kunne have en positiv effekt for harebestanden. Større sammenhængende arealer med vedvarende braklægning vil snarere have en negativ effekt på størrelsen af områdets harebestand. Dette skyldes, at harer foretrækker at opholde sig nær kanten af den enkelte mark i dagtimerne (Lewandowski & Nowakowski 1993).

Med baggrund i harens udnyttelse af afgrøderne vurderes det, at udlægning af brakarealer med et plantedække af græs og kløver vil være positivt for harebestandens trivsel. Hvis arealerne slås gentagne gange i løbet af vækstsæsonen, vil disse arealer være attraktive forageringssteder for harerne, medens de ved flerårig udlægning uden afslåning af plantevæksten vil kunne tjene som alternativt skjulested, når de omgivende afgrøder forsvinder.

Flerårig braklægning på lette og tørre jorder vil, lokalt i Sønderjylland, måske føre til en større udbredelse af bestanden af Vildkanin.

9.6 Rådyr

Rådyrenes status

Rådyrenes livsbetingelser er generelt forbedret igennem de seneste mange år, hvilket har afspejlet sig i en kraftig bestandsfremgang (aflæst gennem jagtudbyttet, som er fordoblet inden for de seneste ti år, og som i sæsonen 1993/94 var 103.000 rådyr (Asferg & Jepsen 1996)). Den danske rådyrbestand er sandsynligvis af størrelsesordenen 3-400.000. Samtidig ses et sammenfald mellem rådyrenes bestandsfremgang og stigningen i grønne vinterafgrøder, der siden 1980'erne har vundet større udbredelse.

Home range

Størrelsen af home range for rådyr afhænger især af, hvor frodigt et område er (jordens bonitet/planternes næringsværdi). I frodige områder kan rådyr få opfyldt deres behov for føde og dækning inden for relativt små home ranges. Størrelsen af det årlige home range for radiomærkede rådyr undersøgt på Kalø varierede fra seksten til 81 ha, med et gennemsnit på 42 ha for begge køn (Jepsen 1990). Rådyr, som udelukkende opholdt sig i skovbiotopen, havde et gennemsnitligt home range på 29 ha, mens det var dobbelt så stort (58 ha) for dyr, der både opholdt sig i skoven, og i det åbne land. Rådyrene blev hyppigst registrerede i de dele af home range, som ydede dækning og/eller føde, og i det åbne land havde levende hegn og småplantninger stor indflydelse på formen og brugen af home range. Det daglige home range varierede fra en til 27 ha, med et gennemsnit på ni ha.

Fødevalg

Som drøvtygger skifter rådyret døgnet igennem mellem aktivperioder, hvor det søger føde og inaktivperioder, hvor det tygger drøv. Små dyr har større basalstofskifte pr. kg kropsvægt end større dyr, og mindre drøvtyggere som rådyr har en forholdsvis lille vom sammenlignet med større drøvtyggere (som f.eks. krondyr). Derfor må fødens omsætningshastighed i vommen være større hos små drøvtyggere, hvilket de opnår ved at udsøge sig letfordøjelig føde

af høj næringsværdi. Rådyr må altså året igennem selektere de mest næringsrige planter og plantedele, såsom spirer, urter, skud og grønne blade. Rådyrets føde er en meget lang række af såvel dyrkede som vilde planter. Om foråret og sommeren æder dyrene fortrinsvis urteagtige planter, mens træers knopper og skud spiller en stor rolle først på vinteren.

Habitatkrav

For at rådyr kan leve i et område, må det indeholde de naturelementer, der betinger, at dyrene kan finde føde og dækning på alle tider af året. De bedste rådyrbiotoper findes, hvor der er rig afveksling mellem skov og dyrket jord (Strandgaard 1991b). Rådyret er i særlig grad knyttet til skovens udkanter, men kan også træffes ved lysninger i skoven, i rørskove, eller hvis der er tilstrækkelig fredeligt på store marker med levende hegn og småplantninger. De dyr, der har let adgang til at skifte mellem skov og dyrket jord, har det største fødeudbud, og man finder i overensstemmelse hermed tættere bestande i mindre blandingsskove omgivet af dyrkede marker end i store sammenhængende skovområder.

Rådyr på Borris og Kalø

Der er ofte en stor årstidsvariation i rådyrets habitatvalg. Samtidig udnytter rådyret kombinationen af landskabselementer forskelligt i forskellige landskabstyper. Dette kan bl.a. illustreres ved at sammenligne rådyrets habitatudnyttelse i et vestjysk hedeslettelandskab ved Borris og et østjysk skovpræget landskab ved Kalø. Borris er et fremragende levested for rådyr, hvilket bl.a. skyldes kombinationen af de forskellige landskabselementer: Heder, de tidligere landbrugsarealer (nedlagt siden 1954) og ådale, som dyrene kan årstidsveksle imellem - samtidig med, at de kan finde den fornødne dækning i områdets plantager (Strandgaard 1987, Petersen & Strandgaard 1992, 1994). Om vinteren færdes rådyrene hovedsageligt på hedeplanterne, hvor den vigtigste fødekilde er stedsegrønne planter, som f.eks. Hedelyng. Når græsset begynder at gro om foråret, samles de fleste dyr på de tidligere landbrugsarealer, hvor planternes spirer kan opfylde dyrenes behov for protein. Først på sommeren søger dyrene ned i ådalene, hvor der nu vokser et væld af friske urter og pileopvækst. Sidst på sommeren begynder rådyrene igen at søge føde på hederne.

Området omkring Kalø er karakteriseret ved en kombination af skov og store opdyrkede markflader. Efter høst og pløjning om efteråret, samles rådyrene hovedsageligt i skoven. Her består føden fortrinsvis af træernes knopper og skud. I den udstrækning, der er græs- og vintersædsmarker på landbrugsarealerne, fortsætter dyrene med at søge føde her (Strandgaard 1987, Petersen & Strandgaard 1992, 1994). Fra begyndelsen af februar skifter dyrene igen fødeemne, idet rådyrene især tager jordstængler af Hvid Anemone. Men så snart græs- og vintersædsmarkerne begynder at spire, søger dyrene igen ud på markerne. Her opholder en stor del af bestanden sig sommeren igennem.

Rådyr foretrækker unge græsmarker

Rådyrene foretrækker de yngste græsmarker. Findes der enårige græsmarker, hvor der er tilstrækkelig fred, vil dyrene være der

døgnet rundt. De søger kun dækning i skov og krat, når menneskelige forstyrrelser tvinger dem til det. Er der nyudlæg i en bygmark, vil dyrene allerede før høst æde de nye græsspirer og urter der, og efter høst søger de i stor udstrækning til den nye græsmark. Desuden søger en del af bestanden sensommeren igennem føde i majs- og roemark.

Kombinationen af landskabsselementer

Ligesom kombinationen af flere landskabsselementer gør Borris til et godt levested for rådyr, er det kombinationen af skov og landbrugsjord, der gør Kalø velegnet for råvildt. Det spiller en stor rolle, hvordan jorden dyrkes. Hvis der ikke dyrkes afgrøder som græs, roer og til dels majs, bliver rådyrenes livsbetingelser forringet. De mindst attraktive afgrøder er vårsæd, da markerne i hele vinterhalvåret ligger som pløjejord.

Rådyrs udnyttelse af brakarealer

Selv om rådyret skifter mellem aktive (fødesøgning) og inaktive (drøvtygning) perioder døgnet igennem, er det kun i uforstyrrede områder, at dyrene ses på åbne arealer i dagtimerne. Derfor kan brakarealer med størst fordel for rådyr placeres som bræmmer i tilknytning til skove, småplantninger (remiser), vandhuller eller levende hegn. Brakarealer, som placeres mere frit i det åbne land, kan dog udnyttes af rådyr om natten, hvor de ugenert færdes over arealerne. Vigtigst er det måske at understrege, at én stor brakmark er dårligere end mange små. Det optimale er en opdeling af brakarealet i små arealstykker, hver tilknyttede en mark, hvorved de kommer flere rådyr til gode. Denne fordeling er i bedre overensstemmelse med dyrenes home range fordeling.

Etablering af brakarealet om efteråret er at foretrække fremfor forårsetablering, da jorden ellers efterlades uden megen vegetation i vinterhalvåret. Bedst er formodentlig en etablering som udlæg i den foregående afgrøde, da plantedækket da allerede tidligt i efteråret yder en stor produktion. Rådyrene foretrækker rotationsbrak fremfor de vedvarende braklagte arealer, da den mest næringsrige (proteinrige) føde findes på nyetablerede græsarealer (Strandgaard 1987). Som undersøgelserne fra Borris viser, kan uforstyrrede brakarealer dog udgøre et godt fødealternativ for rådyr. Flerårige brakvegetationer med høje to- til flerårige planter og træagtige vækster yder desuden glimrende muligheder for skjul til drøvtygning, og i yngletiden er arealerne velegnede til at føde og opfostre lammene.

9.7 Krondyr

Krondyrenes status

Ifølge vildtudbyttestatistikken (Asferg 1991b 1995b) er der fra 1987 til 1994 sket en stigning i jagtudbyttet af krondyr i Danmark fra 1.600 til 2.500 stk. Dette afspejler sandsynligvis en stigning i bestanden, som må være på 6-8.000 individer.

Home range

Krondyr er i udpræget grad flokdyr. Uden for brunsttiden (sept.-okt.) lever de to køn i adskilte flokke, hvis størrelse kan variere fra nogle få dyr (f.eks. hinden, dens kalv og smaldyr) til flokke på 50-

100 dyr. Om dagen opholder dyrene sig typisk i mindre grupper i skovens skjul, mens de om natten samles i større flokke på attraktive fødesøgningsarealer i det åbne land (Jeppesen 1987a, b). I uforstyrrede og jagtfrie områder opholder krondyr sig på åbne fødesøgningsarealer hele døgnet. En undersøgelse af radiomærkede dyr fra Oksbøl-området levede i årlige home ranges, der varierede fra to til tre km² op til 30-40 km² (Jeppesen 1987b).

Fødevalg

Krondyret er, i modsætning til rådyret, en "bulk feeder", som er mindre selektiv i sit fødevalg. Dets foretrukne føde er græsser, der udgør omkring halvdelen af dyrets samlede fødemængde. Især Bølget Bunke spiller en stor rolle, og kan i Midt- og Vestjylland udgøre op til en trediedel af den samlede fødemængde (Jensen 1968). Hedelyng er en anden betydningsfuld fødeplante, der findes i maveindholdet på alle årstider, men er særlig vigtig i vinterhalvåret, hvor den udgør 1/4 af den samlede føde. Udover Hedelyng ædes andre dværgbuske som Blåbær og Tyttebær, og navnlig om efteråret ædes mange forskellige svampe. Et andet vigtigt fødeemne især i vinterhalvåret er skud af nåletræer. Det er Rød-Gran og Bjerg-Fyr, der ædes, men også Ædelgran, Skov-Fyr og Ene spiller en rolle. Også landbrugsafgrøder, navnlig korn, roer og kartofler, er mulige fødeemner, og dyrene kan herved anrette betydelige skader på markafgrøder.

Habitatkrav

Danmarks største samlede bestand af krondyr findes i Sydvestjylland, i Oksbøl Statsskovdistrikt og det militære øvelsesterræn. Området består af store sammenhængende nåletræsplantager omgivet af lyngheder og græssletter. En del af græssletterne er tidligere landbrugsarealer, som krondyrene især græsser på i forårsperioden. I plantagerne er en del af brandbælterne sået til med græs og er meget attraktive for krondyrene, som året igennem holder dem kortklippede som græsplæner.

Krondyrenes udnyttelse af brakarealer

Krondyr har brug for et landskab med mulighed for dels skjul i skove eller større bevoksninger, dels græsning på åbent land. Den mest hensigtsmæssige placering af brakarealet er derfor som beskrevet for rådyr. Dette gælder også etableringstidspunkt og -metode, samt kravet om relativ uforstyrrelighed på brakarealet. Det yngste/mest næringsrige græs er mest attraktivt, og derfor foretrækkes rotationsbrak; men flerårig brak benyttes også til fødesøgning, specielt hvis der foretages jævnlige slåninger, der holder græsset friskt og vegetativt. Smalle strimler uforstyrret brak kan ikke udgøre tilstrækkeligt med skjul for krondyr, og derfor er det vigtigt at arealet ligger i tilknytning til større skovområder.

9.8 Små rovpattedyr

Status af lækat

Det årlige jagtudbytte af lækatte blev registreret fra 1952 og indtil 1982, hvor lækatten blev totalfredet. Udbyttet lå i 1950'erne på 6-7.000 individer, men faldt indtil midten af 1960'erne til omkring 2.000, hvor det holdt sig indtil fredningen (Asferg 1991a). Baggrun-

den for lækattens tilbagegang er ikke undersøgt i detaljer, men det må formodes, at den moderne land- og skovbrugsdrift har bevirket en fjernelse eller forringelse af mange lækatbiotoper. Opdyrkningen af enge og andre arealer med vedvarende græs, sløjfning af hegn, krat, stendiger og grøfter, nedpløjning af stub umiddelbart efter høst og renholdelse af ungkulturer i skov har dels berøvet lækatten mange tilholdssteder, dels forringet mulighederne for at opretholde stabile bestande af lækattens hovedføde, som er smågnavere (Asferg 1991a). Hunlækattens territorier er ofte i størrelsesordenen fem til ti ha; hannernes er omkring tre til fire gange så store, men oprettholdes kun uden for ynglesæsonen (parringer i april-juni).

Bruden

Bruden træffes i mange forskellige biotoper, såvel skove som i åbne landskaber. I det åbne landskab træffes den overvejende i forbindelse med levende hegn, stendiger, grøfter, o.l. Den er i mindre grad end lækatten afhængig af bestemte terræntyper som f.eks. enge eller andre større arealer med permanent græs. Det er måske noget af grunden til, at bruden træffes relativt hyppigere end lækatten på tørre arealer (Asferg 1991a). De vigtigste fødeemner for brud er markmus, Rødmus og Skovmus, men også kaniner, rotter og møsgrise kan udgøre en væsentlig del af føden. Herudover tages en del spidsmus og muldvarpe og endelig fugle og fugleæg. For brud er der på en engelsk skovlokalitet f.eks. målt territorier på en til fire ha for hunner og syv til femten ha for hanner.

Lækat og brud følger fluktuationer i byttedyrbestandene

Bestandsstørrelser af lækat og brud følger lokalt fluktuationer i byttedyrbestandene (King 1989). De små prædatorer jager på steder, hvor små gnavere eller kaniner lever: Levende hegn, stendiger, høstakke og arealer med groft græs. De undgår steder uden skjul for dem selv eller deres bytte, såsom pløjjord eller arealer i skov uden undervegetation.

Status af ilder

Bestanden af ilder er gået tilbage siden midten af 1940'erne. Hovedårsagen skal søges i generelt forringede levevilkår som følge af de mange ændringer, der er sket i landskabet (Asferg 1991a). Rørlægning af grøfter, opfyldning af vandhuller, afvanding og dræning af fugtige områder, fjernelse af gærder og hegn, modernisering af avlsbygninger og udhuse, anvendelse af pesticider og en effektiv bekæmpelse af mus og rotter er alt sammen med til at fjerne grundlaget for en stabil fødetilgang. Ilderen foretrækker lave, fugtige områder, men kan træffes i såvel skove som landbrugsområder (Asferg 1991a). Dens fødevalg er alsidigt: Størstedelen af føden udgøres af mus og rotter, frøer og tudser og kaniner. Ilderen tager flere vekselvarme byttedyr end de øvrige mårdyr, og på visse lokaliteter kan padder, især sommer og efterår, udgøre hovedparten af føden. Derudover tager ilderen fisk, firben, snoge og hugorme. Home range er omkring en km² - størst for hannerne.

Status af husmår

Siden 1955 har der været en voldsom fremgang i husmårbestanden, hvilket hænger sammen med, at husmåren har bredt sig til områder med bymæssig bebyggelse. Smågnavere og spurvefugle udgør hovedparten af husmårens føde, men også muldvarp og pindsvin

kan tages (Asferg 1991c). Frugter og æg kan have en vis sæsonmæssig betydning, ligesom hvirvelløse dyr, især biller, forekommer regelmæssigt. Husmåren er hovedsagelig nataktiv og kan vandre over ti km hver nat. Home range kan være på over 200 ha, men også langt mindre, afhængig af variationen i den tilgængelige føde.

De små rovdyrs udnyttelse af brakarealer

Flerårige, uforstyrrede brakarealer er gode habitater for markmus (specielt nordmarkmus) og de mere skovlevende musearter (se afsnit 9.1). Dermed er de også gode habitater for både brud, lækat, ilder og husmår (og for rovdyr generelt), og vil kunne forårsage en bestandsfremgang for brud og lækat, og i fugtige områder også for ilder. For de små rovdyr er det specielt fordelagtigt, hvis brakarealer placeres i tilknytning til skov, småbevoksninger, levende hegn eller stendiger, da de linieformede biotoper (hegn, grøfter, diger) fungerer som ledelinier.

Brud vil have fordel af flerårige brakarealer, med hyppig slåning, da den kan jage i sydmarkmusens gangsystemer. Derimod vil rotationsbrak være mindre velegnede som jagtmark for de små rovdyr, da her næsten kun vil være en begrænset bestand af hovedsageligt skovmus.

9.9 Ræv og grævling

Status af ræv

Jagtudbyttet af ræv i Danmark har været registreret siden 1941 (hvor der blev nedlagt 20.000 individer) og kan benyttes som et relativt mål for bestandens størrelse og Udbyttet steg jævnt fra midten af 1940'erne til midten af 1960'erne, hvor det nåede et niveau på knap 60.000. Derefter faldt det igen, og har fra midten af 1970'erne og til 1990 ligget på et niveau omkring 50.000 (Asferg 1991a). I 1990'erne er udbyttet af ræv faldet til under 40.000; den seneste bestandsnedgang skyldes hudsygdommen skab, som siden 1984 har spredt sig, specielt på Bornholm og i Jylland, og lokalt har udryddet rævene (Asferg 1995b).

Rævens territorium

Rævegrupper og -par lever i territorier, som forsvares mod andre ræve. Afhængig af fødetilgangen kan territoriестørrelsen variere fra 20-200 ha. Jo mere føde, jo mindre territorier.

Rævens fødevalg

Ræven er opportunist, dvs. den tager, hvad der på det givne tidspunkt er tilgængeligt på den enkelte lokalitet (Asferg 1991a). Hovedføden er smågnavere og markmus foretrækkes frem for både rødme og skovmus. Vildkaninen er mange steder i udlandet et af de vigtigste byttedyr; i Danmark spiller den kun lokalt en rolle. Ræven tager også harekillinger og rålam. Desuden tager ræven en del fugle, specielt de arter som hovedsagelig opholder sig på jorden, f.eks. fasan og agerhøne. Reder med æg og unger er særligt udsatte for prædation, men voksne fugle kan også snappes. Af øvrig animalsk føde kan ræven tage krybdyr og padder samt en del insekter og regnorme. Om efteråret kan ræven tage en del frugt og bær. Af fald og ådsler spiller også en stor rolle for ræven.

Rævens habitatkrav

Inden for sit store udbredelsesområde findes ræven i meget forskelligartede biotoper, fra ørken over kulturlandskab til tundra. De største bestandstætheder findes i de varierede kulturlandskaber, hvor skove veksler med åbent land (Asferg 1991a). I områder uden megen forstyrrelse kan ræven være aktiv ved højlys dag, men på steder med mere uro og menneskelig aktivitet er den mere nataktiv.

Grævlingen

Grævlingen er et nataktivt dyr, der er meget knyttet til graven, og den tilbringer en langt større del af sin tid under jorden end ræven (Asferg 1991). Langt de fleste grævlingegrave er anlagt på skråninger, som er lette at grave i, og altid i god dækning, dvs. enten i skov, plantage, levende hegn eller småplantninger (Asferg et al. 1977).

Grævlingens territorium

Den sociale enhed inden for grævlingesamfundet er familiegruppen eller "klanen", som lever inden for et territorium, der forsvares mod artsfæller. Kravet om et vist antal regnormefourageringsområder inden for territoriet ser ud til at være ufravigeligt, så afhængig af bl.a. vegetations- og terrænforhold kan territorierne være meget forskellige af størrelse: fra 20-1.500 ha er registreret (Asferg 1991b).

Grævlingens fødevalg og habitatkrav

Grævlingen fremstår uanset biototype og geografisk lokalitet som en altædende opportunist, dog er regnorme det vigtigste fødeemne. Grævlingens foretrukne fourageringssteder er afgræssede enge og græsmarker, hvor græsset er tilpas kort til, at grævlingen kan lokalisere og fange regnormene. Grævlingen fortærer også en del insekter, specielt biller (især skarnbasser og store løbebiller) og reder af humlebier og hvepse. Blandt pattedyr er det især smånavere, der tages, specielt de langsomme markmus, men også rød mus, mosegris, brun rotte, muldvarp, pindsvin og spidsmus ædes. Fugle og æg samt frøer, tudser, snegle og enkelte krybdyr, f.eks. firben, stålorm og snog udgør kun en ringe del af grævlingens føde. Endelig æder grævlingen gerne ådsler. Af planteføde tager grævlingen primært havre i juli/august, men også byg, hvede og majs. I sensommer- og efterårsperioden giver forskellige frugter og bær samt bog og agern et vigtigt bidrag til opbygningen af fedtreserverne inden vinteren.

Ræv og grævlings udnyttelse af brakarealer

Brakarealer placeres bedst i tilknytning til skov, småbevoksninger, levende hegn, diger og grøfter; de linieformede biotoper fungerer som ledelinier, som både ræv og grævling følger på deres fourageringstogter. Gravene er desuden ofte placeret i småbiotoper. Dyrenes store mobilitet betyder dog, at brakarealer placeret mere spredt også vil besøges. Spredte brakarealer vil forøge landskabets mosaikkarakter, som passer de to arter godt.

Uforstyrrede, flerårige brakarealer er velegnede habitater for markmus og mere skovlevende smånaverarter, foruden spidsmus, muldvarp og pindsvin samt insekter og andre invertebrater. De er derfor også fine fourageringshabitater for ræv og grævling. Med tilstrækkelige dækningsmuligheder, kan ræven desuden benytte habitatene som hvileplads i dagtimerne. Det vil endvidere være

muligt for ræven at anlægge sommergrave, eller eventuelt også mere permanente grave på brakarealet. I mere kuperet terræn kan også grævlingen anlægge grave.

Flerårige, plejede brakarealer på god muld, med kort græsdække pga. hyppig slåning eller afgræsning, vil udgøre en god fourageringsbiotop for især grævling, men tildels også ræv. Tilsvarende kan rotationsbrak, der slås, udgøre en mulig fourageringsbiotop for især grævling. Men da rotationsbrak i øvrigt ikke er velegnet for smånavere, og da ræven ligefrem synes at undgå at fange skovmus (f.eks. MacDonald 1977), er disse arealer af mindre interesse for ræv.

9.10 Sammenfatning

Enårige brakarealer med et stort indhold af blomstrende planter og vækst fra spildkorn vil være attraktive for mus såsom skovmus, rødmus, brandmus og halsbåndmus samt hare, rådyr og krondyr. Det vil dog være en forudsætning, at brakarealerne ikke slås eller på anden måde behandles, således at planterne forhindres i at producere frø til modning. Rotationsbrak er mindre velegnet som jagtmark for de små rovdyr. Jordbearbejdning før braklægningens start vil ødelægge dele af de underjordiske gangsystemer hos muldvarp og tildels mosegris.

Uforstyrrede flerårige brakarealer vil fremme antallet af markmus, mosegris og pindsvin i agerlandskabet. Hvor høje plantearter dominerer vegetationen, kan der tillige være mulighed for bestande af de mere skovlevende musearter: dværgmus, alm. spidsmus og dværgspidsmus. De flerårige brakmarker er derfor også fine fourageringshabitater for både brud, lækat, ilder, husmår, ræv og grævling.

Placering af brakarealet i tilknytning til træbevoksede biotoper, såsom skov, levende hegn og småbevoksninger, er en fordel for muldvarp, pindsvin, mus, rådyr, krondyr samt ræv og grævling. Dyrkningsfrie randzoner vil formodentligt have en positiv effekt for harebestanden i det åbne land.

10 Konsekvenser og anbefalinger

Ud fra det nuværende vidensgrundlag er der foretaget dels en vurdering af de naturmæssige konsekvenser ved forskellige braklægnings typer og dels en række anbefalinger af hensigtsmæssige placeringer, anlægelsesmetoder og plejeforanstaltninger, med henblik på at tilgodese naturindholdet på de braklagte arealer. Da betingelserne for den vilde flora og fauna i høj grad afhænger af brakperiodens varighed er kapitlet inddelt i de tre hovedtyper: Enårige, flerårige og permanent braklagte arealer.

10.1 Enårig braklægning

*Tidspunktet for brakare-
lets anlæggelse*

Da der i de gældende regler er krav om etablering af et plantedække i vinterperioden forud for udtagningsperioden, vil brakvegetationens dækningsgrad være forholdsvis høj i foråret på hovedparten af de braklagte arealer. Brakvegetationens floristiske sammensætning afhænger i høj grad af tidspunktet for fremspiringen. Efterårsetablering favoriserer de noget kraftigere vinterannuelle arter, herunder græsukrudsarter såsom Vindak, Gold Hejre og Ager-Rævehale, hvilket kan medføre et forøget pesticidforbrug i forbindelse med den efterfølgende opdyrkning. Forårsetablering fremmer de ofte mere spinkle sommerannuelle bredbladede arter og har det største indhold af vilde plantearter. For at sikre den størst mulige variation på brakarealerne anbefales det, at nogle arealer anlægges i forårsperioden eller, at der ved en let kultivering skabes partier med åben bund i brakvegetationen, der sikrer fremspiring af sommerannuelle arter.

*Dårligt overvintrings-
habitat for leddyrfaunaen*

Det sparsomme vegetationsdække, der etableres inden vinteren ved efterårsetablering, vil næppe have væsentlig værdi som overvintringshabitat for leddyrfaunaen. I foråret er der dog stor forskel på leddyrenes kolonisering af markfladerne, hvor en tættere efterårsetableret vegetation opnår højere tæthed og artsdiversitet end den åbne forårsetablerede vegetation. Udviklingen af et tæt plantedække i efterårsperioden er en fordel for bl.a. muldvarp, rådyr og krondyr.

Foregående afgrøde

Den mest artsrige pionervegetation opnås ved braklægning efter dyrkning af vårafgrøder, som f.eks. vårbyg, der har en mere artsrig ukrudtsflora eller efter en mangelfuld ukrudtsbekæmpelse.

*Etablering af brakvegeta-
tion direkte i stubben*

Brakmarker, der etableres i stub, er karakteriseret ved en betydelig forekomst af plantearter med svag frøhvile og ringe overlevelses-evne i frøbanken, eksempelvis mange to- til flerårige urter.

Betydningen for leddyr

Jordbundens invertebrater er meget følsomme overfor jordbehandlinger, der har en klar negativ effekt på artsdiversiteten og populationstæthederne.

<i>... fugle</i>	Brakmarker etableret som stubmarker udgør gode fouragerings- og skjulesteder for frø- og insektædende fuglearter såsom sanglærke, bomlærke, gulspurv, skovspurv, gråspurv, tornirisk, grønirisk, gråkrage, råge, allike, hættemåge, stormmåge, vindrossel, sjagger, fasan, agerhøne, skovdue, vibe og hjejle. Flere af disse arter er standfugle, der udnytter stubmarkerne vinteren igennem og i det tidlige forår.
<i>og pattedyr</i>	Rådyr, krondyr og pattedyr med underjordiske gangsystemer, såsom muldvarp og mosegris har ligeledes fordel af brakarealer, der anlægges direkte i stubmarker. Mosegrisenes systemer kan dog ligge i helt ned til 1½ meters dybde og vil således ikke berøres så meget af pløjning eller fræsning.
<i>Etablering af brakvegetationen ved jordbehandling</i>	Hvis arealet jordbehandles ved braklægningens begyndelse, vil pløjelaget opblandes og arter fra jordens frøbank, der er karakteriseret ved en udpræget spirehvile og ofte en lang overlevelsestid i jordbunden, vil udgøre en større del af vegetationen. Vegetationen på første års brakmarker uden jordbehandling afspejler således i høj grad ukrudtsfloraens sammensætning af arter uden spirehvile i den foregående afgrøde. På enårige brakmarker kan det derfor anbefales, at brakperioden startes med en jordbehandling eller ved udlæg i den foregående afgrøde, på de marker hvor der har været en hyppig forekomst af problemarter i den foregående dyrkningsperiode.
<i>Tilgængeligheden af fugleføde</i>	Den tilgængelige fugleføde er mindre på de pløjede marker end på stubmarkerne i efterårs- og vintermånederne, blandt andet fordi den frit tilgængelige frøpulje reduceres. I forbindelse med efterårspløjningen kan der dog, i en ganske kort periode, forekomme en rigelig og let tilgængelig mængde fugleføde i form af jordlevende hvirvelløse dyr.
<i>Selvetableret plantedække</i>	Et plantedække baseret på fremspiring af den tilstedeværende frøbank, bestående af ukrudtsfrø og spildfrø, og selvspredte arter fra omgivelserne, giver de bedste betingelser for agerlandsfloraen. Specielt vil mere sparsomt forekommende og langsomtvoksende ukrudtsarter fremmes ved denne anlæggelsesmetode. Dog vil en ekstensiv drift af markernes randzoner være mere hensigtsmæssigt for bevarelsen af sjældne enårige ukrudtsarter, idet højt voksende pionerarter såsom Lugtløs og Vellugtende Kamille kan hindre fremspiringen af de andre arter. Artssammensætningen i selvetablerede brakvegetationer afspejler i høj grad den floristiske sammensætning i den umiddelbare nærhed af brakarealet og kan især anbefales, hvor den lokale flora er artsrig. Flere undersøgelser indikerer, at frøspredningen fra det selvetablerede plantedække vil begrænse sig til randzonerne i de omgivende marker.
<i>Pionervegetationen som pollen- og nektarkilde</i>	De enårige ukrudtsarter, der dominerer pionervegetationen, er generelt dårlige pollen- og nektarkilder for de ret krævende honning- og humlebier, medens de har nogen værdi for mere uspecialiserede blomsterbesøgere, såsom snyltehvepse, svirrefluer, biller og småfluer.

Selvetableret brak en fordel

Selvetablerede enårige brakmarker er fordelagtige habitater for mange af agerlandets fugle, herunder fasan- og agerhønskyllinger, samt pattedyr såsom skovmus og rødmus og tildels brandmus og halsbåndmus. Disse arealer formodes ligeledes at være attraktive fouragerings-, hvile- og ynglesteder for harerne, hvis de indeholder partier, hvor plantedækket er forholdsvis åbent.

Gældende regler

Ifølge de p.t. gældende regler er et selvetableret plantedække kun tilladt ved en frivillig merudtagning af agerjord og da på højst 5% af det areal, der søges støtte for. I praksis drejer det sig om en ganske ubetydelig del af det samlede braklagte areal. Dette er uhensigtsmæssigt set ud fra et naturbeskyttelsessynspunkt, idet agerlandsfloraen og en stor del af faunaen har de bedste betingelser på selvetablerede brakmarker.

Valg af brakafgrøde

På de danske brakmarker består udsæden primært af græsfrø og kun i mindre omfang med iblanding af bælgeplanter og andre frø (Schultz upubl.). Efter den gældende lovgivning, må der ikke udsås mere end 25 procent af normal udsædsmængde. Det anbefales, at udsædsmængden reduceres yderligere, således at der kan skabes en mere åben brakvegetation med bedre betingelser for den vilde flora.

Flere undersøgelser har vist, at udsåning af brakafgrøder resulterer i et mere tæt vegetationsdække og giver ringe muligheder for etablering af vilde plantearter. Af hensyn til agerlandsfloraen kan udsåning af brakafgrøder således ikke anbefales, medmindre der i de tidligere dyrkningsperioder har været problemer med f.eks. Gold Hejre. Her kan udsåning af en brakafgrøde og efterfølgende en tidlig slåning medvirke til, at pesticidforbruget nedsættes i forbindelse med den efterfølgende opdyrkning.

Ensformig græsvegetation

Den nuværende benyttelse af braklægningen medfører at mange brakmarker til forveksling ligner ordinære græsmarker med et ringe naturindhold. En ensformig og tæt græsvegetation tilgodeser kun i ringe grad de krav som stilles af de fuglearter, der naturligt hører hjemme i det åbne land og vil ligeledes være ufavorable for for skovmus, rødmus, brandmus og halsbåndmus.

Ærteblomstrede arter i brakafgrøden

Brakafgrøder af ærteblomstrede arter som Hvid-Kløver og på højbundsjorder tillige Stenkløver og Rød Kløver, medfører en betydelig begrænsning af den vilde floras fremspiring. Det anbefales, at udsædsmængden af urter og især bælgeplanter reduceres betydeligt. Herved kan der tages hensyn til den vilde floras mulighed for fremspiring.

Hvor den lokale flora er forarmet kan der, af hensyn til insektfaunaen, med fordel udsås tokimbladede kulturarter som f.eks. Hvid-Kløver, Rød Kløver, Rundbælg, Lupin og Lucerne i plantedækket, hvilket vil være attraktivt for et stort antal blomsterbesøgende insektarter, især langtrækkende humlebier og honningbi.

Ved udsåning af en blanding af græsser og urter kan der i det efterfølgende forår opnås en god effekt på flere af de arter, der

yngler i eller i tilknytning til åbne marker: Sanglærke, bomlærke, agerhøne og fasan. Ligeledes vil det være positivt for harens trivsel på brakarealet.

Udlæg i foregående afgrøde

Hvis plantedækket etableres ved udlæg i den foregående afgrøde dækker brakafgrøden en betydelig del af jordoverfladen allerede ved braklægningens begyndelse. Konsekvensen heraf bliver, at den vilde flora får vanskeligt ved at etablere sig. Hvis der ligeledes foretages en effektiv herbicidbehandling i afgrøden, vil ukrudtsfloraen have meget dårlige levevilkår på brakarealet. Af hensyn til agerlandsfloraen kan denne anlægelsesmetode derfor ikke anbefales.

Udlæg i den foregående afgrøde er dog fordelagtig for hare, rådyr og krondyr, da plantedækket udvikler en stor biomasse på det tidspunkt, hvor kvaliteten og mængden af øvrige fødekilder er ringe.

Brakarealets placering

Under hensyntagen til de mere sparsomt forekommende ukrudtsarter, anbefales det, at de enårige brakarealer placeres som randzoner med selvetableret plantedække.

For de overjordiske fritlevende leddyr er placeringen af brakarealet af mindre betydning på enårige brakmarker. Her når kun pionerarterne at etablere sig og de har generelt så højt et spredningspotentiale, at afstanden til eventuelle spredningskilder er mindre vigtig.

Udlægning som randzoner

Agerlandets fugle får det største udbytte af enårige brakmarker ved en varieret placering og i særdeleshed som brakbræmmer langs eksisterende småbiotoper. I markernes randområder er den tilgængelige fugleføde rigeligst og dækningsmulighederne bedst. Brakmarkens egnethed som levested for fuglefaunaen afhænger ligeledes af arealets placering i forhold til andre habitattyper. Især træbevoksede biotoper, for eksempel småskove, skovbryn og levende hegn giver gode levesteder for mange fugle. For stedtro arter som for eksempel sanglærken, hvor både hanner og hunner vender tilbage til det foregående års yngleplads, er det vigtigt, at de rotationsbraklagte områder ligger tæt på hinanden årene imellem. Af hensyn til hønsefuglekyllingernes muligheder for at søge tilflugt og adgang til afgrøder i de tilfælde, hvor en tæt brakvegetation hindrer kyllingernes bevægelighed i terrænet, kan dyrkningsfrie randzoner med fordel anlægges på bare den ene side af linære småbiotoper.

Af hensyn til pattedyr såsom muldvarp, hare og rådyr vil den optimale udlægning af brakarealet være som små, gerne smalle arealstykker fremfor som ét stort område.

Plejeforanstaltninger Slåning

Det dyrkningsmæssige formål med slåninger i rotationsbrakken er først og fremmest et ønske om at minimere de enårige ukrudtsarters frøsætning, dvs. principielt kun, hvor der er tilstedeværelse af visse ukrudtsarter. Slåninger vil kun påvirke frøsætningen hos lavtvoksende enårige arter i ringe grad, medens de mere opretstående

ende, højt voksende enårige arter efter slåningen kun sætter få frø. Hyppige slåninger af brakvegetationen fra midt i maj vil minimere frøproduktionen hos de enårige arter. Omvendt vil hyppige slåninger fra midten af sommeren fremme forekomsten af disse arter, ved at reducere det øvrige plantedækkes konkurrenceevne.

Målrettede slåninger

Som udgangspunkt kan slåning af brakvegetationen af hensyn til agerlandsfloraen ikke anbefales. På brakarealer med betydelige forekomster af særligt uønskede ukrudtsarter, såsom Flyve-Havre, Gold Hejre, Vindaks, Ager-Rævehale, Burre-Snerre og Lugtløs Kamille, kan man dog med fordel foretage målrettede slåninger på de tidspunkter af året, hvor man vil opnå den størst mulige reduktion af disse arters frøproduktion. Det vil som oftest være slåninger tidligt i vækstsæsonen.

Slåningstidspunkt

Af hensyn til ynglefuglene anbefales det, at slåning af plantedækket foretages imellem 1. september og 31. marts. Hvis behandling udenfor denne periode er nødvendig, er det vigtigt at vegetationen bliver holdt lav fra og med marts ved jævnlige slåninger for ikke at tilskynde fuglene til anlæggelse af reder i den lave vegetation. For at sikre områder indenfor brakarealet til både rededækning og fouragering anbefales det, at afhøstningen foretages i delområder, evt. i striber. Denne slåningspraksis vil være attraktiv for både sanglærke, vibe og agerhøne.

Slåning af enårige brakmarker vil generelt have en negativ effekt på en række musearter, der er afhængige af en stor frøproduktion i plantedækket. Ved slåning i perioden fra midt i april til slutningen af oktober måned vil der være stor risiko for at dræbe harekillinger. Hvis arealerne slås gentagne gange i løbet af vækstsæsonen kan de enårige brakmarker udgøre attraktive fourageringssteder for hare, grævling, krondyr og rådyr.

Det afslåede materiale

Slåning af brakvegetationen bliver i praksis udført med flere typer græsslåmaskiner, hvor den væsentligste forskel består i, hvorledes det afslåede materiale efterlades på plantedækket. Hvis brakmarken slås med skivehøster med stængelknuser eller grønthøster, vil plantematerialet blive findelt og spredt jævnt ud på hele arealet. Ved anvendelse af maskiner med skårlægning som ved gammeldags høslet, bliver det afslåede materiale efterladt i striber på brakvegetationen. Det anbefales at skabe så heterogene betingelser i marken som muligt, hvilket kan gøres ved anvendelse af maskiner med skårlægning og høj stub. Små bunker af afslået plantemateriale danner overvintringsmuligheder for krybdyr og levested for en række svampe. Ligeledes vil f.eks. nedbryderinsekterne formodentlig fremmes af større mængder plantemateriale under omsætning. En stor mængde afslået plantemateriale vil sandsynligvis forringe levevilkårene for især planteædende insekter, hvoraf mange er vigtige fødeemner for insektædende fugle. Hertil kommer en forringelse af fuglenes fourageringsvilkår, idet det afslåede materiale hindrer udsyn og detektion af byttedyr og frø på jordoverfladen.

Afvikling af brakarealet

Efter den gældende lovgivning afvikles rotationsbrakken hvert år på det tidspunkt hvor den er mest attraktiv for det vilde dyreliv. Dette fører til, at mange reder af sanglærke, vibe, agerhøne og fasan ødelægges. Af hensyn til faunaen anbefales det, at de enårige brakarealer tidligst afvikles i midten af august. En vurdering af den naturmæssige gevinst ved rotationsbrakken skal ses i sammenhæng med, hvorvidt naboarealerne kan fungere som erstatningshabitater ved brakarealets genopdyrkning.

10.2 Flerårig braklægning

Andelen af flerårige braklægninger

I 1995 var andelen af flerårig brak på 91 % af det samlede braklagte areal (se kapitel 1.5). Den flerårige udtagning vil formodentlig udgøre en endnu større del fremover. I et landskab, der i tiltagende grad er påvirket af forstyrrelser, kan længerevarende braklægning uden jordbehandling, give en mulighed for etablering og beskyttelse af uforstyrrede plantesamfund af flerårige urter og græsser og den dertil hørende fauna.

Selvetableret plantedække

Ved flerårig braklægning forsvinder en stor del af de enårige arter fra vegetationen p.g.a. de forringede spiringsbetingelser, medens andelen af to- til flerårige græsser og urter stiger. Flere undersøgelser har vist, at vegetationens artsdiversitet på brakmarker med selv-etableret plantedække stiger gennem de første år efter dyrkningsophør. Tidspunktet hvor artsdiversiteten toppe varierer dog fra mark til mark.

Pollen- og nektarrige flerårige urter besøges af større humle- og honningbier, bladskærerbie samt sommerfugle.

Flerårig braklægning

Lave og tætte vegetationer med dominans af flerårige græsser og urter tiltrækker langt færre fuglearter og individer end tilsvarende enårige brakarealer. Selvom disse marker indeholder store føderesourcer for fuglene, er det kun arter såsom engsnarre og vagtel, der udnytter dem, fordi den tætte vegetationsstruktur hindrer udsyn og adgang til føden. Områderne kan dog være af værdi for rovfugle såsom tårnfalk, musvåge, fjeldvåge og kærhøg samt ugler som f.eks. natugle, skovhornugle og mosehornugle.

Flerårige brakvegetationer med høje to- til flerårige planter og evt. opvækst af vedplanter yder glimrende muligheder for skjul til drøvtygning for rådyr og krondyr. I anden halvdel af maj og i juni foretrækker nyfødte rålam at ligge skjult i høj græs- og urtevegetation. Brakarealer med fremspiring af spildkorn, frø- og græsukrudt vil være attraktive for sydmarkmus og hvor vegetationen domineres af høje græsser eller enkeltbestande af tidsler vil der tillige være mulighed for en bestand af dværgmus.

Selvetablering anbefales

Af hensyn til agerlandets flora og en betydelig del af faunaen anbefales det, at brakvegetationen - i det mindste i markkanten - etableres på basis af den tilstedeværende frøbank og selvspredte

arter, selvom den gældende lovgivning p.t. ikke giver gode muligheder herfor.

Brakafgrøder

Den lokale agerlandsflora får bedre betingelser på arealer med udsåede brakafgrøder, hvis der anvendes udsæd med f.eks. Alm. Rajgræs, Alm. Rapgræs og Eng-Rapgræs. Disse arter har kort overlevelsestid i frøbanken, og mangler spiringsmekanismer, der kan registrere åbninger i vegetationen og har derfor en ringe selvfornyelse i tæt vegetation. Brakafgrøden vil således gradvist blive afløst af arter fra frøbanken og arter, der spredes til arealet. Derimod kan brakafgrøder såsom tæppedannende Rød Svingel med en lang overlevelsestid i frøbanken hurtigt kolonisere åbninger i plantedækket, dominere brakvegetationen i længere tid og skabe dårlige spiringsforhold for agerlandsfloraen.

Harvning kontra eftersåning

Brakarealer med et utilstrækkeligt plantedække skal ved flerårig udtagning eftersås hvert år inden den 1. oktober. Eftersåninger vil ofte resultere i en mere homogen og artsfattig brakvegetation. En mere hensigtsmæssig metode til at øge vegetationens dækningsgrad er en let harvning, der forbedrer spiringsbetingelserne for den vilde flora. Herved opnås tillige en forbedring af fødegrundlaget for bl.a. hønsefugle, finker, værlinger, kragefugle og duer.

Høj og tæt vegetation

Brakarealer med en høj og tæt flerårig vegetation er uinteressante for de fleste fuglearter, men attraktive for insektædende pattedyr, som alm. spidsmus og til en vis grad dværgspidsmus. Ligeledes vil udsåning af en blanding af græsser og kløver være meget fordelagtigt for nordmarkmus.

Brakarealets placering

Ved flerårige udtagninger af landbrugsjord er det vigtigt at udlægge brakmarkerne, så de på den bedste måde understøtter den enkelte ejendoms naturværdier. Som nævnt i indledningen (kapitel 1.3) henlægges flerårige braklægmærker primært til den mindst ydende eller besværlige landbrugsjord, hvor der ofte vil være det største potentiale for udvikling af naturarealer.

Braklagte randzoner

Udlægning af braklagte bræmmer i markernes randzoner kan beskytte nabobiotoperne mod omdriftsarealet (pesticider, gødning, pløjjord) og afgrøderne mod evt. spredning af ukrudtsarter (specielt Burre-Snerre og Gold Hejre). Hertil kommer, at braklægning af markkanten er en økonomisk fordel for landmanden, da den i forvejen har et lavere udbytte og en mere besværlig høst.

Successionens hastighed

Flere undersøgelser har vist, at successionens hastighed accelereres, hvis de braklagte arealer anlægges som randzoner, bl.a. fordi kolonisationen af vindspredte arter fremmes. Således vil stadier med dominans af flerårige arter forekomme hurtigere i markkanten end i centrum af store marker. For at tage hensyn til hele spektret af plantegrupper, bør randzonen være af størrelsesordenen 20 m bred. Variationen i kantbiotoperne optimeres ved at udlægge det braklagte randzoneareal, hvor de fysiske forhold betinger en mere lysåben vegetation, eller hvor en fugtigbundsvegetation kan trives.

Brakmarkernes kvalitet

Agerlandets udyrkede arealer har en positiv indvirkning på insekt faunaen, idet de udgør et alternativ til de dyrkede marker både mht. fourageringsmuligheder og i form af overvintringssteder. Brakmarkernes kvalitet som overvintringssted for sædskiftemarkernes leddyrfauna øges med den strukturelle kompleksitet. Af hensyn til leddyrfaunaen kan en varieret udlægning af brakarealerne således anbefales, f.eks. som udyrkede randzoner, veldræned jordvolde i forbindelse med grøfter og hegn eller som græsvolde i midten af store markflader.

Placerings betydning

En udlægning af langstrakte udyrkede parceller mellem de enkelte afgrøder, vil kunne have en positiv effekt på områdets harebestand, medens større sammenhængende arealer snarere vil have en negativ effekt.

Af hensyn til ræv, grævling og flere af de små rovdyr, der benytter de linieformede biotoper som ledelinier på deres fourageringstogter kan brakarealer med fordel placeres langs levende hegn, stendiger, grøfter m.v..

Muldvarp, mosegris, pindsvin, rådyr, krondyr, ræv, grævling og mange mindre rovdyr favoriseres ved placering af brakmarker i tilknytning til træbevoksede biotoper såsom skov, småbevoksninger og levende hegn, hvor dyrene kan finde både føde og dækning.

Plejeforanstaltninger Jordbehandlinger

Af hensyn til opretholdelse af populationer af enårige ukrudtsarter kan jordbehandlinger stedvis hvert andet eller tredje år anbefales på flerårige brakmarker i randzonen og pletvist centralt i marken. Denne plejeform vil betinge åbne forhold, der fremmer markynglende fugle som f.eks. sanglærke og agerhøne.

Afvikling af brakarealet

Flerårige braklægninger kan have en positiv virkning i den efterfølgende opdyrkning ved at opformere populationer af jordboende nyttedyr. Ligeledes forventes flere potentielle skadevoldere i landbrugsafgrøder, såsom bladlopper og fritfluer at blive mindre talrige. Braklægning vil have en positiv indvirkning på jordbundskvaliteten, idet den forøgede forekomst af regnorme kan have en væsentlig jordforbedrende virkning.

10.3 Permanent braklægning

Permanent braklægning

Som udgangspunkt udgør denne braklægningstype et vigtigt potentiale for genopretningen af en lang række naturtyper eller habitater, der helt eller delvist er forsvundet fra det åbne land. Uanset hvilke plantesamfund, der udvikles i den 20-årige brakperiode, vil brakarealerne ikke blive omfattet af den generelle beskyttelse i Naturbeskyttelseslovens § 3. Den gældende lovgivning giver ligeledes ingen mulighed for, at landbrugspligten på de permanente braklagte arealer kan ophæves. Ud fra et naturbeskyttelsessynspunkt er det ikke acceptabelt, at værdifulde permanente brakmarker atter inddrages i omdriftsarealet. Det anbefales således, at

man udlægger permanente brakarealer i områder, hvor der er en forventning om, at landbrugspligten ophører.

20-årig udtagning

Den hidtidige tilslutning til den 20-årige udtagning af landbrugsjord er meget begrænset (se tabel 1 i kapitel 1.5). Ud af et samlet årsbudget på ca. 78 mill. kr. til de miljøvenlige jordbrugsforanstaltninger (excl. økologisk jordbrug) er der kun indgået aftaler for 15,5 mill. kr. i 1995. Det anbefales, at den permanente braklægning skal kunne anvendes i SFL-områder over hele landet, og at det gøres mere attraktivt at indgå aftaler om permanent braklægning.

Brakarealeets placering

Ifølge de gældende regler kan der kun træffes aftaler om permanent braklægning i "Særligt Følsomme Landbrugsområder" (SFL-områder). Ved permanent braklægning er det vigtigt, at man vurderer, hvor arealet skal placeres og gerne i større sammenhængende områder.

Agerjorder med størst potentiale

På agerjorder med ringe dyrkningsmæssige vilkår i de foregående år eller med kort dyrkningshistorie vil der ofte kunne etableres vegetationer med en større floristisk diversitet. Hvor der på opgivne agerjorder findes en artsrig frøbank og dermed en stor fremspiring, er der et potentiale for udvikling af vegetationer med en høj artsdiversitet. Hvis den lokale flora derimod er forarmet, vil brakvegetationens artssammensætning ligeledes være forarmet, og det er usandsynligt, at en mere divers og attraktiv flora vil indfinde sig på arealet indenfor en 20 års periode.

Brakarealeets størrelse

På permanent braklagte arealer, hvor vegetationsudviklingen får lov til at forløbe mod skov, skal det udlagte areal have en vis størrelse for at dække denne biotops behov.

Brakarealeets nabobiotoper

Permanent braklagte arealer, der placeres i umiddelbar tilknytning til natur- eller halvkulturarealer, kan dels udvide de eksisterende områder og dels bidrage til at beskytte dem mod landbrugsmæssige påvirkninger (gødning, pestider). Vegetationsudviklingens hastighed og retning er afhængig af egnede spredningskilder i området. Således er afstanden til bestående halvkultur- og andre naturområder afgørende for, om der til brakarealet sker frøspredning af andet end vidt udbredte arter. Efter en årrække på 30-50 år forventes disse arter dog højst at præge de første ti meter af det braklagte areal.

Afstand til spredningskilder

Ved længerevarende braklægning vil leddyrfaunaens successionsforløb i høj grad afhænge af afstanden til spredningskilderne. Afstanden til egentlige naturarealer vil antageligt være af større betydning end afstanden til agerlandskabets småbiotoper, da disse i dag ofte er forarmede, og derfor kun fungerer som spredningskilde for relativt trivielle leddyrsarter.

Tilstedeværelsen af træbevoksede biotoper

Tilstedeværelsen af skov, skovbryn og hegn i den umiddelbare nærhed af det braklagte areal har stor betydning for, hvornår vedplanter indvandrer i successionsforløbet og for, hvornår klimaksstadiet opnås. Områder, hvor man ikke ønsker opvækst af

træer og buske, skal derfor ikke omgives af en bufferzone med træer eller skov, med mindre der slås eller græsses kontinuerligt. Specielt på områder med udskygning fra høje træer, ses en tidligere opvækst af vedplanter. Det anbefales at udføre en frøhæmmende beskæringspleje ved reetablering af kulturbetingede naturtyper, der ønskes friholdt for træopvækst.

Udvidelse af naturarealer

En udvidelse af allerede eksisterende naturområder kan være medvirkende til at sikre fåtallige og spredt forekommende fuglearter som for eksempel stor tornskade, mosehornugle, blå kærhøg, hede-høg, sortstrubet bynkefugl, hedelærke og markpiber.

Jordbundsforhold

Gennem successionens forløb får jordbundsforholdene en stadig større betydning for brakvegetationens artssammensætning. Under danske forhold vil det tage lang tid, før de flerårige vegetationer afspejler den oprindelige jordtype. Det skyldes, at agerjorderne har et meget højt fosforindhold, som det er vanskeligt at nedbringe, og selv efter dyrkningsophør tilføres kvælstof fortsat i betydende mængder via luften. Udvaskningen fra jordbunden foregår hurtigere på sandede jorder, der holder dårligt på næringsstofferne, mens det tager lang tid at få nedbragt næringsstofmængden i lerjorder. Lerjord og fugtig jord (lavbundsjord) er derfor i længden mere næringsrige end sandjorde og betinger derfor tilstedeværelsen af nogle få dominerende konkurrencedygtige plantearter, og en mere artsfattig og produktiv vegetation. På lerjord skal der foretages en højere grad af biomassejernelse (slåning, græsning) end på sandbund for at opnå en rimelig kvalitet.

Næringsrige jorder øger den totale biomasse og tæthed af agerlandets trivielle leddyrarter på bekostning af de mere sjældne arter.

Uforstyrrede brakarealer

Det er vigtigt, at der i det danske landskab findes naturområder, hvor de vegetationsdynamiske processer får frit spil. Områderne vil efterhånden, selvom det kan tage mange hundrede år, udvikle sig til stabile plantesamfund - klimakssamfund. De permanente braklægninger giver enestående muligheder for at studere den naturlige succession i forskellige dele af landet. Det anbefales at udtage store områder med heterogen geomorfologi som uforstyrret permanent brak.

Stigende artsdiversitet af leddyrfaunaen

Vegetationens rumlige og strukturelle diversitet øges gennem hele successionen, hvilket må antages at øge mængden af mikrohabitat for leddyrfaunaen. Ved længerevarende braklægning vil der ske en forøgelse i artsdiversiteten af mikroarthropoder og regnorme gennem tilførsel af arter fra omkringliggende habitater. Ligeledes vil tætheden eller størrelsen af de eksisterende populationer af jordboende leddyr for mange arters vedkommende øges gennem flere år i brakmarker.

Udviklingen i fugle- og pattedyrsfauna

I successionsforløbet mod krat og skov, der i mange tilfælde vil tage årtier, vil brakarealet gradvist udgøre et større potentiale for fugle tilknyttet skov, som f.eks. bogfinke, løvsanger og rødhals. Samtidig

vil åbentlandsarterne blive fortrængt fra arealet. Uforstyrrede, flerårige brakarealer er velegnede habitater for markmus og mere skovlevende smågnaverarter, foruden spidsmus, muldvarp og pindsvin. De er derfor også fine fourageringshabitater for ræv og grævling.

Plejeforanstaltningernes betydning

Generelt set vil en øget grad af forstyrrelser (slåning, græsning, gødsning etc.) bevirke en ændring af leddyrfaunaens sammensætning i retning af den, der karakteriserer tidlige successionstrin, for eksempel sædskiftemarkerne, og dermed øge tætheden af de arter, der i forvejen er kendte for at være skadedyr i afgrøder. Artsrigdommen og artsdiversiteten af leddyr vil i al almindelighed aftage ved slåning og græsning - dog påvirker slåning artssammensætningen i højere grad end græsning.

Selvom fuglefaunaens samlede artsdiversitet stiger gennem successionsforløbet fra mark til skov, vil en målrettet plejeindsats af de permanente brakarealer, der sikrer opretholdelse af lysåbne vegetationer, være mest hensigtsmæssig for det åbne lands fugle.

Arealer med kort græsdække, der opretholdes ved slåning eller græsning, vil udgøre gode fourageringshabitater for sydmarkmus, mosegris, hare, krondyr, små rovdyr, grævling, og ræv.

Slåning

Ved længerevarende braklægning kan slåning af vegetationen skabe åben bund med forbedrede spiringsbetingelserne og opretholde en lysåben vegetation så flere arter har mulighed for at sætte frø. Under forudsætning af, at potentialet for en artsrig brakvegetation er til stede, dvs. en artsrig frøbank og/eller en rig forekomst af spredningskilder i den umiddelbare nærhed af arealet, kan den rette slåningspraksis forøge artsdiversiteten i plantedækket. Slåning af permanent braklagte arealer vil favorisere sletresistente arter med lav vækst, som for eksempel rosetplanter og arter med nedliggende jordstængler eller udløbere, samt mange flerårige græsser, medens sletfølsomme arter, såsom enårige arter og højt voksende flerårige urter vil være mindre hyppigt forekommende i plantedækket.

Slåningstidspunktets betydning

Slåningstidspunktet kan til en vis grad styre vegetationsudviklingen. Slåninger tidligt i vækstsæsonen resulterer i en kort, åben vegetation, med enkelte partier med blotlagt jordbund og kan anbefales hvis man ønsker at favorisere fremspiring og reducere indflydelsen fra de konkurrencestærke højt voksende arter. For at sikre den størst mulige floristiske diversitet i brakvegetationen, bør slåningstidspunktet variere fra år til år.

Hvor der forekommer en artsrig leddyrfauna har slåning overvejende en negativ effekt på artsrigdom og individtæthed. Slåningen udføres mest skånsomt overfor leddyrfaunaen, hvis den foretages med tre til ti års mellemrum, og helst som et enkelt slæt ikke senere end maj måned.

Ved hyppige slåninger af vegetationsdækket kan permanent braklagte marker udgøre vigtige alternativer til gæssenes foretrukne fourageringspladser. I denne forbindelse anbefales det, at arealerne er på mindst ti ha og at flere hele marker anlægges med en indbyrdes afstand af mindst 500 meter for at tilgodese gæssene i forbindelse med forstyrrelser.

Græsning

Flere undersøgelser har vist, at en økonomisk rentabel afgræsning kræver en vis gødskning og er derfor ikke forenelig med skabelsen af et højt naturindhold. Ved græsning af ugødskede, sandede områder har hidtidige forsøg vist en økologisk produktionseffektivitet (forholdet mellem den indtagne fødemængde og dyrets tilvækst) på 0-3 %. Den gældende lovgivning giver ikke mulighed for at foretage en rentabel afgræsning af permanent braklagte marker og denne plejeform vil således være betinget af tilskud.

Tidlig og hård afgræsning

For at sikre en høj artsdiversitet i brakvegetationen anbefales en tidlig og hård afgræsning, f.eks. ved udsætning af får i forårsperioden. Herved forbedres spiringsbetingelserne i vegetationen, som specielt er til fordel for de arter, der er afhængige af frøformering.

Forbindelse til eksisterende naturområder

Opsætning af hegn, der forbinder permanent braklagte arealer med eksisterende græsningsarealer, vil medføre en forøget artsdiversiteten på brakarealet. Til gengæld er der risiko for en næringsstofbelastning af det eksisterende græsningsareal, og det kan således ikke anbefales på næringsfattige naturarealer. Dertil kommer en betydelig belastning med frø fra brakmarken til naturarealet af arter, som ikke er hjemmehørende her.

Græsningens effekt

Græsningens effekt på invertebratfaunaen afhænger af græsningens intensiteten. Det vurderes, at græsningen udføres mest skånsomt overfor leddyrfaunaen, hvis den foretages med varierende græsningstryk og helst som lettere sæsongræsning eller vintergræsning. Ved moderat græsning opstår en heterogenitet både inden for og imellem arealerne pga. de græssende dyr, den selektive græsning og vegetationsændringerne omkring ekskrementer. Disse forhold tilsammen må antages at være positive for artsrigdommen og diversitet af leddyrfaunaen på arealet.

Det er blevet foreslået, at et græsningstryk, der svarer til to heste eller kreaturer per hektar, er det maksimale der bør tillades, hvad angår sikring af fuglenes reder. Afgræsningen bør foretages mellem juni og oktober. Af hensyn til herbivore pattedyr bør afgræsning ske i perioden primo maj til ultimo september, idet afgræsningen tilstadighed sikrer fremvækst af friske fødeemner.

Retablering af naturarealer

Hvor næringsniveauet ved dyrkningens ophør er lavt og frøkilder er tilstede i rigt omfang, vil vegetationstyper, der ligner de kulturbetingede naturtyper såsom hede, overdrev og fersk eng, kunne etableres uden andre indgreb end relevant drift til opretholdelse af en lysåben vegetation. Men på langt de fleste permanent braklagte marker vil der være fysiske, kemiske og/eller biologiske hindringer

for retablering af naturtyper. I forbindelse med brakmarkens anlægelse findes der en lang række mulige metoder til at fremskynde udviklingen (se kapitel 2.8). Flere af disse metoder har til formål at skabe den størst mulige forøgelse af artsdiversiteten på kortest mulig tid og er både ud fra en økologisk og miljømæssig synsvinkel uheldige. Retablering af autentiske naturtyper foregår dog bedst ved at skabe betingelser, der ligger så tæt på de naturgivne forudsætninger som muligt, og derefter lade en spontan indvandring af plante- og dyrearter finde sted. Denne udvikling er dog en meget langsigtet proces, der tager årtier eller endog århundreder.

Retablering af ferske enge

Flere undersøgelser har vist, at successionen forløber hurtigere på fugtige end på tørre jorder. Ved dyrkningsophør på agerjorder på lavbund kan man med fordel stoppe dræn og fylde grøfterne op. Herved forventes udviklingen mod en egentlig fugtigbundsvegetation at forløbe hurtigere, blot vandstanden ikke er så høj, at den hæmmer en del arters vækst.

Ekstensivt kreaturafgræssede marker, som samtidigt ikke er vel-drænede, er værdifulde for en række af de fuglearter, der har været hårdest ramt igennem den meget kraftige reduktion i arealet af våde enge. De arter, der i første række ville drage nytte af denne form for pleje, er vibe, rødben, dobbeltbekkasin, engsnarre, bynkefugl, rørspurv, engpiber, gul vipstjert og stær, men også kragefugle, drosler og finker vil udnytte disse arealer intensivt under deres fouragering. En sammenhængende placering af arealer langs søer og vandløb vil være en oplagt og god udnyttelse. Retableringen af lavbundsområder, vil sandsynligvis være et af de tiltag, der isoleret betragtet vil have den største positive effekt på flest åbentlandsarter. Ligeledes vil genskabelsen af tidligere våde arealer, småsøer og damme være en potentiel mulighed for at gavne de vandfugle, der yngler i mindre, ferske vandområder (gråand, troldand, lille lappe-dykker, rørhøne og blishøne), specielt hvis bredvegetationen omfatter rørskov.

Retablering af heder og overdrev

Etablering af næringsfattige biotoper, der minder om heder og overdrev er i høj grad hæmmet af nutidens agerjorders meget høje gødskningsniveau. For hedernes vedkommende er kalkningsniveauet endnu en hindring for retablering. Udvaskning og forsuring af jordbunden forløber langsommere på nutidens sammenlignet med tidligere tiders brakmarker og successionsforløbet på nyligt braklagte arealer vil sandsynligvis også forløbe anderledes, end beskrevet på ældre opgivne marker. Man kan således ikke automatisk forvente udvikling af de samme næringsfattige vegetations typer, der idag er karakteristiske for tidligere agerjorder.

Forsøg med hede-etablering

Der er herhjemme gjort flere forsøg på at retablere hede på allerede marginaliserede landbrugsjorder, og det har vist sig at være overordentligt vanskeligt. Jorden skal udpines gennem mange år før næringsstofferne fra dyrkningsperioden er fjernet fra jordbunden i en sådan grad at de karakteristiske hedeplanter og især Hedelyng kan etablere sig.

Det tørre overdrev udgør i dag arealmæssigt så lille en andel på landsplan, at det må betragtes som en truet habitat. Denne naturtype kræver pleje i form af ekstensiv afgræsning, og plantesamfundet er meget følsom overfor påvirkninger i form af gødningstilførsel. Af typiske overdrevsarter blandt fuglene kan nævnes tornsanger, gulspurv, tornirisk, skovpiber, sanglærke, rødrygget tornskade og stiltits. Den flerårige eller permanente brak vil være et nyttigt redskab til at retablere overdrevslignende biotoper for disse arter.

11 Udpegning af videnshuller

Dette kapitel indeholder en oversigt over en række forskningsområder, der ved litteraturgennemgangen har vist sig at være mangelfuldt belyst. Oversigten omfatter ikke en detaljeret beskrivelse af de enkelte projekter, der er foreslået, men er blot en liste over nogle af de vigtigste videnshuller. Rækkefølgen af de fremtidige forskningsbehov er ikke prioriteret, men ordnet efter organismegrupper.

Flora

- ukrudtsfrøenes overlevelse på jordoverfladen ved flerårig braklægning.
- hvilke brakafgrøder, der giver de bedste betingelser for fremspiring af den vilde flora.
- potentialet i kantbiotoperne, herunder en undersøgelse af småbiotoper i økologiske brug, der ikke har været konventionelle.
- hvor ligger flaskehalsen ved biotopsudvidelse gennem brak: Spredningsfasen, etableringsfasen, den fortsatte vækst på stedet ? Hvordan kan en mere moden vegetation i en nabobiotop finde på at etablere sig i et pionerstadium på næringsberiget jord, som en brakmark er ? Hvilke stadier/processer skal den gennemløbe forinden ? Disse spørgsmål bør undersøges både for høj- og lavbunds natur.
- i hvor høj grad vil de konkurrencestærke arter på brakarealerne påvirke artsammensætningen i de eksisterende naturområder og dermed blive en trussel mod de mere specialiserede og konkurrencesvage arter og lavtvoksende biotoper.
- optimale plejemetoder på brakarealer.
- de vegetationsmæssige konsekvenser af forskellige slåningshøjder, tidspunkter og hyppigheder. Hvad betyder en varierende slåningspraksis fra år til år for den floristiske diversitet?
- græsningens effekt på den sekundære vegetationsudvikling og processer for naturgenopretning på lavbunds jorder efter dyrkningsophør.
- konsekvensen af en to-årig rytme i jordbehandlinger på flerårige brakmarker.
- næringsstofudvaskningens hastighed ved naturlig succes-

sion på varierende jordbund, specielt på fugtig jordbund.

- hvorledes jordens næringsstatus ændres ved forskellige behandlinger af plantedækket, herunder hvorvidt det afslåede materiale fjernes eller efterlades. Hvilken tidshorizont foregår det i?

Overjordiske leddyr

- hvilken placering, der giver de bedste betingelser for overvintring af agerlandets leddyrarter.
- hvilken beliggenhed, der giver det bedste potentiale mht. kolonisering ved længerevarende braklægning.
- hvorledes uheldige 'fælde'effekter undgås på etablerede insekter ved sløjfning af rotationsbrakken (specielt tidspunktet).
- hvor lang tid og hvilke midler, det vil kræve at etablere en lokalt betinget, ikke-triviel leddyrfauna på permanent brak.
- hvilke permanente braklagte områder, det vil være lettest at tilbageføre.

Jordbundsfaunaen

- hvilke typer af braklægning, der resulterer i en forøgelse i jordkvaliteten målt i form af processer såsom evne til immobilisering og mobilisering af plantenæringsstoffer. Hvilken effekt har det for de jordbundsorganismer, som er styrende for disse processer.
- diversitetsændringer i successionsforløbet for at kunne vurdere den miljømæssige gevinst ved en given braklægningsform.

Fugle

- konsekvenserne på fuglefaunaen af en udlægning som braklagte randzoner eller mindre blokke og betydningen af samspillet med eksisterende småbiotoper. Eventuelt ved hjælp af indikatorarter. Hvilken effekt vil det f.eks. have, at udlægge et- eller flerårige brakarealer som striber i store afgrødemarker?
- forskellige plejeformers indvirkning på fuglefaunaen. Hvilken effekt vil det have, hvis afhøstningen foretages i striber flere gange i løbet af vækstsæsonen?

Pattedyr

- dyrkningshistoriens betydning for de forskellige pattedyr. F.eks. den foregående afgrøde og dyrkningens varighed.
- betydningen af brakperiodens varighed og behandling (pleje/uforstyrret) for de forskellige pattedyrarter.
- hvorvidt brakarealer udlagt i nærheden af skove vil være en fødemæssig aflastning, så skovens naturlige foryngelse begrænses i mindre grad af råvildt, hvor der ikke er opsat kulturhegn.
- hvorvidt, der gennem en naturvenlig braklægningsstrategi kan skabes mere stabile levevilkår og overlevelse for harer.
- predationen fra kragefugle og f.eks. ræv, som følge af flere og bedre dækningsmuligheder.
- udvidelse af en igangværende undersøgelse af småpattedyrs benyttelse af braklagte marker og opdyrkede marker, der p.t. er i gang ved DMU, Kalø (se appendiks 1). Her foreslås en tredje metode: Radiomærkning, hvorved en mere detaljeret viden om muse-individets aktivitetsområder og habitatudnyttelse kan opnås. Årstidsvariationen i migration og mortalitet hos småpattedyr i brakmarker set i relation til årstidsvariationen i andre biotoper vil også kunne belyses med denne metode.
- Fældefangs-metoder og radiomærkning anvendt på både småpattedyr og små rovdyr (lækat og brud) vil gøre det muligt at vurdere småpattedyrs betydning som byttedyr i brakmarker set i relation til omgivende biotoper. Sådanne undersøgelser kan udvides til også at omfatte rovdyr-byttedyr forhold i agerlandets mosaik af biotoper, inkl. braklagte arealer.

Landskabøkologiske perspektiver

Netop i disse år er der stor interesse for forskning med et landskabsøkologisk sigte - dvs. med fokus på vekselvirkninger mellem de forskellige landskabselementer, dyrkede som udyrkede. Det er uomgængeligt at inkludere en landskabøkologisk dimension i en evaluering af braklægning. Det nødvendige modelværktøj hertil er under udvikling i DMU, men er stadig langt fra at have nogen praktisk anvendelig værdi til forudsigelse af forskellige sædskifters, og dermed også braklægningens betydning, for biodiversiteten i agerlandet.

Det vil være oplagt at inddrage modellering af forskellige braklægningsformer og -mønstre mht. nogle udvalgte egnede leddyrarter, repræsenterende forskellige men typiske livsformer, habitatskrav, spredningsbiologi m.m.

Ligeledes er der behov for at få belyst betydningen for fugle- og pattedyrarterne af placering, form og størrelse af braklagte arealer: Om brakarealer benyttes som korridorer eller mere permanente habitater; om de benyttes til fødesøgning eller/og ynglesteder og hvilken betydning brakarealerne har for populationsstørrelser og -tætheder.

Dette vil dog være langsigtet forskning, som ikke de første år vil give mere præcise retningslinier for braklægningspolitikken end de almene overvejelser, der er fremlagt i denne rapport.

12 Referencer

Aebischer, N. J. (1991): Twenty years of monitoring invertebrates and weeds in cereal fields in Sussex. I: Firbank, L.G., Carter, N., Darbyshire, J.F., & Potts, G.R.(Eds.): The ecology of temperate cereal fields. Blackwell Scientific Publications. Oxford; pp. 305-331.

Aebischer, N. J. (1995): The changing pattern of farming and wildlife i Sussex 1970/1994. The Game Conservancy Review of 1994 26: 78-80.

Aebischer, N. J. & Potts, G. R. (1990): Long-term changes in numbers of cereal invertebrates assessed by monitoring. Proceedings of Brighton Crop Protection Conference - Pests & Diseases: 163-172.

Agger, P. (1990): Landbrugets natur. Fra bondegård til industri. I: Miljøministeriet (Eds.): Landet og loven. Miljøministeriet.

Agger, P. (1992): Naturen på landet. Naturovervågningsrapport 1992. Skov- og Naturstyrelsen.

Allan, J. D., Alexander, H. J., & Greenberg, R. (1975): Foliage Arthropod Communities of Crop and Fallow Fields. *Oecologia* 22: 49-56.

Andersen, S. (1976): Landbrugsplanterne. DSR forlag, KVLO, København.

Andreasen, C. (1990): Ukrudtsarternes forekomst på danske sædskiftemarker. Licentiaafhandling. Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole.

Andreasen, C. (1991): Floraens artsdiversitet på danske sædskiftemarker. 8. Danske Planteværnskonference 1991 - Ukrudt.

Andreasen, C., Haas, H., & Streibig, J. C. (1989): Floraændringer. Foreløbig status; pp. 125. Statens Planteavlfsforsøg, Flakkebjerg.

Andreasen, C., Streibig, J. C., & Haas, H. (1991): Soil properties affecting the distribution of 37 weed species in Danish fields. *Weed Research* 31: 181-187.

Andzejewska, L. (1965): The effects of mineral fertilization of a meadow on the Auchenorrhynca (Homoptera) fauna. *Polish Ecological Studies* 2: 111-127.

Angelstam, P., Hansson, L., & Pehrsson, S. (1987): Distribution borders of field mice *Apodemus*: the importance of seed abundance and landscape composition. *OIKOS* 50: 123-130.

Asferg, T. (1991a): Rovdyr. Carnivora. I: Muus, B.(Eds.): Danmarks

Pattedyr 2. Gyldendal, København; pp. 7-66.

Asferg, T. (1991b): Vildtudbyttetabel. Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen. Vildtinformation 91.

Asferg, T. (1995a): Nedlagt vildt 93/94. Vildtinformation 1995: 26. Skov- og Naturstyrelsen.

Asferg, T. (1995b): Vildtudbyttetabel. Vildtinformation 95. Miljø- og Energiministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.

Asferg, T. & Jeppesen, J. L. (1996): Rådyrjagten i Danmark 1993/94. DMU-rapport.

Asferg, T., Jeppesen, J. L., & Sørensen, J. A. (1977): Grævlingen (*Meles meles*) og grævlingejakten i Danmark 1972/73. Danske Vildtundersøgelser 28.

Baagøe, H. (1991): Spidsmus. I: Muus, B.(Eds.): Danmarks Pattedyr I. Gyldendal, København; pp. 34-42.

Bakker, J. P. (1989): Nature Management by Grazing and Cutting. Kluwer Academic Publishers. London.

Baumová, H. (1985): Influence of Disturbance by Mowing on the Vegetation of Old-fields in the Bohemian Karst. Folia Geobotanica et Phytotaxonomica 20: 245-265.

Bazzaz, A. F. (1968): Succession on abandoned fields in the Shawnee Hills, Southern Illinois. Ecology 49(5): 924-936.

Bazzaz, A. F. (1975): Plante species diversity in old-field successional ecosystems in southern Illinois. Ecology 56: 485-488.

Báldi, A. (1990): Species richness, abundance and diversity of beetles (Coleoptera) in relation to ecological succession. Folia Entomologica Hungarica : 17-24.

Beckwith, S. L. (1954): Ecological succession on abandoned farm lands and its relationship to wildlife management. Ecological Monographs 24(4): 349-376.

Berthelsen, J. P. (in prep.): Hønsefuglenes fødevalg i landbrugsområder. Faglig rapport fra DMU.

Berthelsen, J. P., Rasmussen, K., & Kjellsson, G. (in prep.): Fouragerende fugles udnyttelse af frøpuljen. Metodeudvikling og vurdering af fødemuligheder i relation til pesticidpåvirkning. Miljøstyrelsen. Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen.

Boag, B., Lawson, H. M., Neilson, R., & Wright, G. McN. (1994): Observations on the diversity of soil nematode fauna and weed seedbanks under different set-aside management regimes. Aspects

of Applied Biology, Arable farming under CAP reform. 40(1): 443-452.

Boatman, N. D. & Wilson, P. J. (1988a): Field edge management for game and wildlife conservation. *Aspects of Applied Biology* 16: 53-61.

Boatman, N. D. & Wilson, P. J. (1988b): The distribution of arable weed seed-banks within cereal fields. *The Game Conservancy Review of 1988*: 60-65.

Boer, P. J.,den (1990): The Survival Value of Dispersal in Terrestrial Arthropods. *Biological Conservation* 54: 175-192.

Booij, C. J. H. & Noorlander, J. (1992): Farming systems and insect predators. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 40: 125-135.

Booth, K. D. & Hutchings, M. J. (1990): A study of the feasibility of re-establishment of chalk grassland vegetation following arable cultivation. I: Hillier, S.H., Walton, D.W.H., & Wells, D.A.(Eds.): *Calcareous grasslands - Ecology and Management. Proceedings of a joint British Ecological Society/Nature Conservancy Council Symposium, 1987 Sheffield*; pp. 173.

Brockless, M. & Tapper, S. (1993): Small mammals on Loddington Set-aside. *The Game Conservancy Review of 1992* 24: 47-48.

Brodie, I. D. S., Gallagher, C., Hitchin, S., Noel, T., Harris, G. L., & Pepper, T. J. (1992): Spatial and temporal variation in the vegetation in set-aside fields at Conington, Cambridgeshire. *British Crop Protection Council Monograph No. 50: Set-aside*: 135-138.

Brown, V. K. (1982a): Size and shape as ecological discriminants in successional communities of Heteroptera. *Biological Journal of the Linnean Society* 18: 279-290.

Brown, V. K. (1982b): The phytophagous insect community and its impact on early successional habitats. *Proceedings of the 5th international Symposium Insect-Plant Relationships*: 205-213.

Brown, V. K., Gibson, C. W. D., & Kathirithamby, J. (1992): Community organisation in leaf hoppers. *OIKOS* 65: 97-106.

Brown, V. K. & Hyman, P. S. (1986): Successional communities of plants and phytophagous coleoptera. *Journal of Ecology* 74: 963-975.

Brown, V. K. & Southwood, T. R. E. (1983): Trophic Diversity, Niche Breadth and Generation Times of Exopterogote Insects in a Secondary Succession. *Oecologia* 56: 220-225.

Brown, V. K. & Southwood, T. R. E. (1987): Secondary succession: Patterns and strategies. I: Gray, A.J., Crawley, M.J., & Edwards,

P.J.(Eds.): Colonization, Succession and Stability. Blackwell Scientific Publications.

Bullock, J. M., Hill, B. C., Dale, M. P., & Silvertown, J. (1994): An experimental study of the effects of sheep grazing on vegetation change in a species-poor grassland and the role of seedling recruitment into gaps. *Journal of Applied Ecology* 31: 493-507.

Bullock, J. M., Hill, B. C., Silvertown, J., & Sutton, M. (1995): Gap colonization as a source of grassland community change: effects of gap size and grazing on the rate and mode of colonization by different species. *OIKOS* 72: 273-282.

Burrows, C. J. (1990): Processes of vegetation change. Unwin Hyman, London.

Butet, A. (1986): Strategie d'utilisation des ressources et determinisme des choix alimentaires d'un rongeur polyphage (*Apodemus sylvaticus*, L.): l'approche energetique. *Acta Oecol. Gen.* 7: 243-262.

Buttenschön, J. & Buttenschön, R. M. (1982): Grazing experiments with cattle and sheep on nutrient poor, acidic grassland and heath. *Natura Jutlandica* 21(2): 19-27.

Bülow-Olsen, A. (1980a): Net primary production and net secondary production from grazing an area dominated by *Deschampsia flexuosa* (L.) Trin. by nursing cows. *Agro-Eco-systems* 6: 51-66.

Bülow-Olsen, A. (1980b): Nutrient cycling in grassland dominated by *Deschampsia flexuosa* (L.) Trin. and grazed by nursing cows. *Agro-Ecosystems* 6: 209-220.

Böcher, T.W. (1970): Hedens vegetation og flora. I: Nørrevang, A. & Meyer, T. (Eds.): Danmarks Natur 7: Hede, overdrev og eng. Politikens Forlag, København.

Børgesen, F. & Jensen, C. (1904): Utoft Hede. En floristisk undersøgelse af et stykke hede i Vestjylland. *Botanisk Tidsskrift* 26: 177-221.

Cavers, P. B. & Benoit, D. L. (1989): Seed banks in arable land. I: Leck, M.A., Parker, V.T., & Simpson, R.L.(Eds.): Ecology of soil seed banks. Academic Press.

Cherrill, A. J. & Brown, V. K. (1990): The Habitat Requirements of Adults of the Wart-biter *Decticus verrucivorus* (L.) (Orthoptera: Tettigonidae) in Southern England. *Biological Conservation* 53: 145-157.

Christensen, O. (1987a): The effect of earthworms on nitrogen cycling in arable soils. I: Striganova, B.R.(Eds.): Soil fauna and soil fertility. Proc. 9th Int. Soil Zoll. Symp.: 106-118.

- Christensen, O. M. & Mather, J.G. (1995): Lumbricid earthworm populations at ecological farms in Denmark. Århus Universitet. Afdeling for Zoologi, 1-63.
- Christensen, P. (1987b): Anlæg af skov og andre vegetationstyper på tør marginaljord. Skov- og Naturstyrelsen. Marginaljorder og Miljøinteresser. Teknikerrapp. Nr.9.
- Clarke, J. H. (1993): Set-aside: a weeder and seeder of volunteer crops. *Aspects of Applied Biology* 35: 215-222.
- Clarke, J. H. & Cooper, F. B. (1992): Vegetation changes and weed levels in set-aside and subsequent crops. *British Crop Protection Council Monograph No. 50: Set-aside*: 103-110.
- Clarke, J. H. & Froud-Williams, R. J. (1989): The management of set-aside and its implications on weeds. *Brighton Crop Protection Conference - Weeds - 1989*: 579-584.
- Clarke, J. H., Melander, B., & Orlando, D. (1995): Comparison of the effect of weed control strategies for rotational set-aside in United Kingdom, Denmark and France. *Brighton Crop Protection Conference - Weeds - 1995*.
- Coombes, D. S. & Sotherton, N. W. (1986): The dispersal and distribution of polyphagous predatory Coleoptera in cereals. *Annals of Applied Biology* 108: 461-474.
- Corbet, G. B. (1991): Habitats and their mammalian communities. I: Corbet, G.B. og Harris, S.(Eds.): *The Handbook of British Mammals*. Oxford; pp. 19-23.
- Corbet, S. A. (1995): Insects, Plants and Succession in Set-aside. I: Colston, A. og Perring, F.(Eds.): *Insects, Plants and Set-aside*. Botanical Society of the British Isles. London; pp. 45-51.
- Countryside Commision (1989): *The Countryside Premium for Set-Aside Land*. Nature Conservancy Council.
- Cowgill, S. E., Wratten, S. D., & Sotherton, N. W. (1993a): The selective use of floral resources by the hoverfly *Episyrphus balteatus* (Diptera: Syrphidae) on farmland. *Annals of Applied Biology* 122: 223-231.
- Cowgill, S. E., Wratten, S. D., & Sotherton, N. W. (1993b): The effect of weeds on the number of hoverfly *Episyrphus balteatus* (Diptera: Syrphidae) adults and the distribution and composition of their eggs in winter wheat. *Annals of Applied Biology* 123: 499-515.
- Cussans, G. W., Cooper, F. B., Davies, D. H. K., & Thomas, M. R. (1994): A survey of the incidence of the *Bromus* species as weeds of winter cereals in England, Wales and parts of Scotland. *Weed Research* 34: 361

Danmarks Statistik (1990): Tal om Natur og Miljø. Danmarks Statistik, Miljøstyrelsen og Skov- og Naturstyrelsen.

Davies, B. N. K. (1991): Insects on Neetles. The Richmond Publishing Co. Slough.

Davies, D. H. K., Carnegie, H. M., Gwynne, D., Hooker, J., Merri-lees, D. W., Palmer, H., Mason, W. L., Nelson, D. G., Simpson, J., White, I., & Talbot, M. (1994): Management of weeds in farm woodland establishment on arable and improved grassland. Aspects of Applied Biology: Arable farming under CAP reform. 40(1): 557-562.

Davies, D. H. K., Fisher, N. M., & Atkinson, D. A. (1992): Weed control implications of the return of set-aside land to arable production. British Crop Protection Council Monograph No. 50: Set-aside: 129-134.

Degn, H. J. (1987): Succession på en opgivet mark nær hede. Flora og Fauna 93(1-2): 31-36.

Degn, H. J.(upubl.):Succession på opgiven mark nær hede. Nye resultater.

*Delattre, P., Giraudoux, P., Baudry, J., Musard, P., Toussaint, M., Truchetet, D., Stahl, P., Poule, M. L., Artois, M., Damange, J.-P., & Quéré, J.-P. (1992): Land use pattern and types of common vole (*Microtus arvalis*) population kinetics. Agriculture, Ecosystems and Environment 39: 153-169.*

*Dennis, P. (1989): The temporal and spatial distribution of arthropod predators of the aphids *Rhopalisiphum padi* W. and *Sitobion avenae* (F.) in cereal next to field-margin habitats. Norwegian Journal of Agricultural Science 5: 79-88.*

Dennis, P., Thomas, M. B., & Sotherton, N. W. (1994): Structural features of field boundaries which influence the overwintering densities of beneficial arthropod predators. Journal of Applied Ecology 31: 361-370.

Desender, K. (1982): Ecological and faunal studies on Coleoptera in agricultural land. II. Hibernation of Carabidae in agro-ecosystems. Pedobiologia 23: 295-303.

Desender, K., Maelfait, J.-P., Hulster, M. D., & Vanhercke, L. (1981): Ecological and faunal studies on Coleoptera in agricultural land. I. Seasonal occurrence of Carabidae in the grassy edge of a pasture. Pedobiologia 22: 379-384.

Donelan, M. & Thompson, K. (1980): Distribution of buried viable seeds along a successional series. Biological Conservation 17: 297-311.

Doube, B. M., Stephens, P. M., Davoren, C. W., & Ryder, M. H. (1994):

Interactions between earthworms, beneficial microorganisms and root pathogens. *Applied Soil Ecology* 1: 3-10.

Dover, J., Sotherton, N. W., & Gobbett, K. (1990): Reduced pesticide inputs on cereal field margins: The effects on butterfly abundance. *Ecological Entomology* 15: 17-24.

Drury, W. H. & Nisbet, I. C. T. (1973): Succession. *Journal of the Arnold Arboretum* 54: 331-368.

Edward-Jones, G. & Brown, V. K. (1993): Successional trends in insect herbivore population densities: a field test of a hypothesis. *OIKOS* 66: 463-471.

Edwards, C. A. & Lofty, J. R. (1969): The influence of agricultural practice on soil micro-arthropod populations. I: Sheals, J.G.(Eds.): *The Soil Ecosystem*. Systematics Association Publication No. 8; pp. 237-247.

Eiloart, I. A. B. & Firbank, L. G. (1994): Modelling the impact of agricultural land use change on lapwing (*Vanellus vanellus*) populations in Cambridgeshire. *Aspects of Applied Biology: Arable farming under CAP reform*.

Faber, J. & Ma, W. (1986): Observations on seasonal dynamics in diet composition of the field vole, *Microtus agrestis*, with some methodological remarks. *Acta. Theriol.* 31(35): 449-490.

Feber, R. E. (1993): *The ecology and conservation of butterflies on lowland farmland*. Oxford University.

Feber, R. E., Smith, H., & MacDonald, D. W. (1994): The effects of old-field margin restoration on the meadow brown butterfly, *Maniola jurtina*. *British Crop Protection Council Monograph No 58: Field Margins: Integrating Agriculture and Conservation*: 295-300.

Fenner, M. (1985): *Seed Ecology*. Chapman and Hall. London, New York.

Fenner, M. (1987): Seed characteristics in relation to succession. I: Gray, A.J., Crawley, M.J., & Edwards, P.J.(Eds.): *Colonization, Succession and Stability*. Blackwell Scientific Publications.

Ferdinandsen, C. (1918): *Undersøgelser over danske ukrudtsformationer på mineraljorder*. Nordisk Forlag, København.

Firbank, L. G., Arnold, H. R., Eversham, B. C., Mountford, J. O., Radford, G. L., Telfer, M. G., Treweek, J. R., Webb, N. C. R., & Wells, T. C. E. (1993): *Managing set-aside land for wildlife*. Institute of Terrestrial Ecology, London.

Firbank, L. G., Telfer, M. G., Eversham, B. C., & Arnold, H. R. (1994): The use of species decline statistics to help target conservation

policy for set-aside arable land. *Journal of Environmental Management* 42: 415-422.

Firbank, L. G. & Wilson, P. J. (1995): Arable Weeds and Set-aside: a Cause for Conservation or a Cause for Concern? I: Colston, A. og Perring, F.(Eds.): Insects, Plants and Set-Aside. The Botanical Society of the British Isles. London; pp. 19-28.

Fisher, N. M. & Davies, D. H. K. (1991): Effectiveness of sown covers for the management of weeds in set-aside fallows: the Bush trials. Brighton Crop Protection Conference - Weeds - 1991: 387-394.

Fisher, N. M., Davies, D. H. K., Christal, A., & Carnegie, H. M. (1994): The potential for creating wildlife habitats and amenity from non-rotational set-aside. Aspects of Applied Biology: Arable farming under CAP reform 40(1): 479-488.

Fisher, N. M., Davies, D. H. K., & Habeshaw, D. (1990): Preliminary findings on the management of vegetation in full-term set-aside fallow. Proceedings Crop Protection in Northern Britain 1990: 147-152.

Fisher, N. M., Dyson, P. W., Winham, J., & Davies, D. H. K. (1992): A botanical survey of set-aside land in Scotland. British Crop Protection Council Monograph No. 50: Set-aside: 67-72.

Flowerdew, J. R. (1985): The population dynamics of wood mice and yellow-necked mice. Symposia of the Zoological Society of London 55: 315-338.

Fog, K. (1982): Grundbog i økologi. Nucleus Forlag ApS.

Forche, T. (1991): Changing vegetation and weed floras during set-aside and afterwards. Brighton Crop Protection Conference - Weeds - 1991: 377-386.

Ford, M. A., Lee, K. M., Atkinson, D., & Wilson, F. (1992): Factors affecting the plant cover developing on 5-year set-aside at Aldroughty Farm, Elgin. British Crop Protection Council Monograph No. 50: Set-aside: 111-116.

Froud-Williams, R. J. (1988): The effect of extensification and set-aside on annual broad-leaved weed species in cereals. Aspects of Applied Biology 18: 1-13.

Fry, G. L. A. (1994): The role of field margins in the landscape. British Crop Protection Council Monograph No 58: Field Margins: Integrating Agriculture and Conservation: 31-40.

*Fussell, M. & Corbet, S. A. (1991): Forage for bumble bees and honey bees in farmland: a case study. *Journal of Apic. Res.* 30: 87-97.*

Fussell, M. & Corbet, S. A. (1992): Flower usage by bumble bees: a

basis for forage plant management. *Journal of Applied Ecology* 29: 451-465.

Fyns Amt (1995): Slåning af vejkanter. Fyns Amt, Natur- og Vandmiljøafdelingen.

Gathmann, A., Greiler, H. J., & Tschardtke, T. (1994): Trap-nesting bees and wasps colonizing set-aside fields: succession and body size, management by cutting and sowing. *Oecologia* 98(1): 8-14.

Gibson, C. W. D. & Brown, V. K. (1991a): The nature and rate of development of calcareous grassland in Southern Britain. *Biological Conservation* 58: 297-316.

Gibson, C. W. D. & Brown, V. K. (1991b): The effects of grassing on local colonisation and extinction during early succession. *Journal of Vegetation Science* 2: 291-300.

Gibson, C. W. D., Watt, T. A., & Brown, V. K. (1987a): The use of sheep grazing to recreate species-rich grassland from abandoned arable land. *Biological Conservation* 42: 165-183.

Gibson, C. W. D., Brown, V. K., & Jepsen, M. (1987b): Relationships between the effects of insect herbivory and sheep grazing on seasonal changes in an early successional plant community. *Oecologia* 71: 245-253.

Gibson, C. W. D., Dawkins, H. C., Brown, V. K., & Jepsen, M. (1987c): Spring grazing by sheep: effects on seasonal changes during early old field succession. *Vegetatio* 70: 33-43.

Gibson, C. W. D., Hamblen, C., & Brown, V. K. (1992): Changes in spider (Araneae) assemblages in relation to succession and grazing management. *Journal of Applied Ecology* 29: 132-142.

Godfray, H. C. J. (1985): The absolute abundance of leaf miners on plants of different successional stages. *OIKOS* 45: 17-25.

Gorman, M. L. & Stone, R. D. (1990): The natural history of moles. London.

Gough, M. W. & Marss, R. H. (1990): A comparison of soil fertility between semi-natural and agricultural plant communities: implications for the creation of species-rich grassland on abandoned agricultural land. *Biological Conservation* 51: 83-96.

Graham, D. J. & Hutchings, M. J. (1988a): Estimation of the seed bank of a chalk grassland ley established on former arable land. *Journal of Applied Ecology* 25: 241-252.

Graham, D. J. & Hutchings, M. J. (1988b): A field investigation of germination from the seed bank of a chalk grassland ley on former arable land. *Journal of Applied Ecology* 25: 253-263.

- Gravesen, E. & Toft, S. (1987): Grass fields as reservoirs for polyphagous predators (Arthropoda) of aphids (Homopt. Aphididae). *Journal of Applied Entomology* 104: 461-473.
- Green, R. (1979): The ecology of wood mice (*Apodemus sylvaticus*) on arable farmland. *Journal of Zoology, London* 188: 357-377.
- Green, R. E. (1984): The feeding ecology and survival of partridge chicks on arable farmland in East Anglia. *Journal of Applied Ecology* 21: 817-830.
- Greiler, H. J., Vidal, S., & Tscharnkte, T. (1992): Abundance and Species Richness of Chalcidoidea (Hymenoptera) in Fallows and Fields (Malaise-trap Samples). *Proceedings of the 4th ECE/XIII, SIEEC, Gödöllő 1991*: 299-302.
- Grime, J. P. (1979): *Plant strategies and vegetation processes*. Chichester: Wiley.
- Grime, J. P., Hodgson, J. G., & Hunt, R. (1988): *Comparative Plant Ecology*. Unwin Hyman, London.
- Haas, H. & Streibig, J. C. (1982): Changing patterns of weed distribution as a result of herbicide use and other agronomic factors. I: LeBaron, H.M. og Gressel, J.(Eds.): *Herbicide Resistance in plants*. pp. 57-79.
- Halberg, K. (1991): *Vorsø. Flora og vegetation 1929 - 91*. Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.
- Hald, A. B. & Lund, T. (1993): Vegetationsanalyse på arealer hvor løbe- og rovbiller undersøges - Vegetationsændringer i nyetablerede småbiotoper og vegetation ved udfangningsfælder.
- Hald, A. B. & Lund, T. (1994): Fire sprøjtefri driftsformer af markers randzoner. Konsekvenser for vilde planter, insekter og økonomi. *Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU, nr. 103*.
- Hald, A. B., Overgaard Nielsen, B., Samsø-Petersen, L., Hansen, K., Elmegaard, N., & Kjølholt, J. (1988): *Sprøjtefri randzoner i kornmarker*. Miljøstyrelsen. Miljøprojekt 103.
- Hald, A. B., Pontoppidan, H., Reddersen, J., & Elbek-Pedersen, H. (1994): *Sprøjtefri randzoner i sædskiftemarkers. Plante- og insektliv samt udbytter: Landsforsøg 1987-92*. Miljøstyrelsen. Bekæmpelsesmidelforskning fra Miljøstyrelsen 6.
- Hald, A. B. & Reddersen, J. (1990): *Fugleføde i kornmarker - insekter og vilde planter*. Miljøstyrelsen. Miljøprojekt 125.
- Hammer, M., Køie, M., & Spärck, R. (1958): *Investigations on the food of Partridges, Pheasants and Black Grouse in Denmark*. *Danish Review of Game Biology* 3: 183-208.

Hansen, K. (1989): Bestandsstørrelse og afgrødevalg hos hare (*Lepus europaeus*). Landsbrugsministeriets Vildtforvaltning, Vildtbiologisk Station.

Hansen, K. (1991): Hare. I: Muus, B.(Eds.): Danmarks Pattedyr I. Gyldendal, København; pp. 91-102.

Hansen, K.(in press): Impact of modern farming on food supply of hares (*Lepus europaeus*) during the summer period. Proceedings of the I European Congress of Mammology, Lissabon, marts 1991.

Hansen, K. (1992): Haren - hvorfor går den tilbage? I: Asbirk, S.(Eds.): Naturovervågning/92: Naturen på Landet. Miljøministeriet, SNS, pp.: 51-54.

Hansen, T. S.(upubl.): Småpattedyr på braklagte og opdyrkede marker. Oplæg til speciale.

Hansson, L. (1971): Small rodent food, feeding and population dynamics. OIKOS 22: 183-198.

Hennekens, S., Schaminée, J., & Westhoff, V. (1982): Development of chalk grassland on abandoned fields in South Limburg, The Netherlands. Colloques phytosociologiques XI: Les pelouses calcaires: 471-483.

Hill, D. & Robertson, P. (1988): The Pheasant. Ecology, Management and Conservation. Blackwell Scientific Publishers, Oxford.

Hill, D. A. (1985): The feeding ecology and survival of pheasant chicks on arable farmland. Journal of Applied Ecology 22: 645-654.

Hill, M. O. (1990): Environmental considerations of set-aside land. Report to Department of the Environment. Institute of Terrestrial Ecology (Natural Environment Research Council), Monks Wood Experimental Station.

Hodgson, J. G. (1993): Commonness and rarity in British butterflies. Journal of Applied Ecology 30: 407-427.

Hokkanen, H. & Raatikainen, M. (1977a): Faunal communities of the field stratum and their succession in reserved fields. Journal of the Scientific Agricultural Society of Finland 49: 390-405.

Hokkanen, H. & Raatikainen, M. (1977a): Yield, vegetation and succession in reserved fields in Central Finland. Journal of the Scientific Agricultural Society of Finland 49: 221-238.

Holst, J. (1987): En undersøgelse af vegetation og flora på opgivne tørre, sandede landbrugsarealer på Djursland. Skov- og Naturstyrelsen. Marginaljorder og miljøinteresser. Miljøministeriets projektundersøgelser 1986. Teknikkerrapport nr. 17.

- Holt, R. D., Robinson, G. R., & Gaines, M. S. (1995): Vegetation dynamics in an experimentally fragmented landscape. *Ecology* 76(5): 1610-1624.
- Hopper, R. & Doberski, J. (1992): Set-aside fallow or grassland: reservoirs of beneficial invertebrates ? British Crop Protection Council Monograph No. 50: Set-aside: 165-168.
- Horn, H. S. (1974): The ecology of secondary succession. *Annual review of ecology and systematics* 5: 25-39.
- Hudson, P. J. & Rands, M. R. (1988): *Ecology, Management of Gamebirds*. Blackwell Scientific Publishers, Oxford.
- Huntly, N. & Inouye, R. S. (1987): Small mammal populations of an old-field chronosequence: successional patterns and associations with vegetation. *Journal of Mammology* 68(4): 739-745.
- Hustings, F. (1988): European monitoring studies of breeding birds, Beek, Netherlands, SOVON.
- Hutchings, M. J., Graham, D. J., & Booth, K. D. (1989): Seed banks in abandoned arable land on chalk: Implications for habitat restoration. Brighton Crop Protection Conference - Weeds - 1989: 755-763.
- Inouye, R. S., Huntly, N. J., Tilman, D., Tester, J. R., Stillwell, M., & Zinnel, K. C. (1987): Old-field succession on a Minnesota sand plain. *Ecology* 68(1): 12-26.
- Jacobsen, E. M. (1994): Yngelfuglerapport 1994. Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift: 1-41.
- Jacobsen, E. M. (1995): Monitoring af agerlandets fugle 1993 og 1994. Upubliceret rapport fra Miljøstyrelsen. Miljøministeriet, Miljøstyrelsen.
- Jacobsen, O. H. & Melander, B. (1994): Selvetableret plantedække i enårige brakmarker i relation til kvælstofudvaskning og ukrudt. Undersøgelser fra vinteren 1992/93. Landbrugsministeriet. Statens Planteavlsforsøg. SP-rapport nr. 48.
- Jensen, B. (1991): Vildkanin. I: Muus, B.(Eds.): *Danmarks Pattedyr I*. Gyldendal, København; pp. 103-108.
- Jensen, B. (1993): Mosegris. I: Jensen, B.(Eds.): *Nordens Pattedyr*. København; pp. 160-164.
- Jensen, H. A. (1969): Content of buried seeds in arable soils in Denmark and its relation to the weed population. *Dansk Botanisk Arkiv* 27: 1-56.
- Jensen, H. A. & Kjellson, G. (1987): Makrofossils and their contribution to the History of the Spermatophyte Flora in Southern Scandi-

navia from 13000 BP to 1536 AD. Biologiske Skrifter 29.

Jensen, H. A. & Kjellsson, G. (1995): Frøpuljens størrelse og dynamik i moderne landbrug 1. Ændringer af frøindholdet i agerjord 1964-1989. Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen. Bekæmpelsesmidelforskning fra Miljøstyrelsen, nr. 13.

Jensen, M. K. & Reenberg, A. (1980): Dansk Landbrug. Udvikling i produktion og kulturlandskab. Laboratorium for Kulturøkologi og Landbrugsgeologi. Geografisk Institut, Københavns Universitet, København.

Jensen, N. V. & Dalsgaard, A. (1993): Levende hegn - et levested for vilde planter. Specialerapport. Økologisk Afdeling, Københavns Universitet.

Jeppesen, J. L. (1987a): Seasonal variation in group size, and sex and age composition in a Danish red deer (*Cervus elaphus*) population under heavy hunting pressure. Dan. Rev. Game Biol. 13(1).

Jeppesen, J. L. (1987b): Impact of human disturbance on home range, movements and activity of red deer (*Cervus elaphus*) in a Danish environment. Dan. Rev. Game Biol. 13(2).

Jessen, K. (1968): Flora og vegetation på reservatet Vorsø i Horsens Fjord. Botanisk Tidsskrift 63: 1-203.

Joenje, W. & Kleijn, D. (1994): Plant distribution across arable field ecotones in the Netherlands. British Crop Protection Council Monograph No 58: Field Margins: Integrating Agriculture and Conservation: 323-328.

Johnston, D. W. & Odum, E. P. (1956): Breeding bird populations in relation to succession on the Piedmont of Georgia. Ecology 37(1): 50-62.

Jones, F. G. W. (1977): Pests, Resistance and Fertilizers. 12th Colloquium of the International Potash Institute: 111-135.

Jones, N. E., Kennedy, P. J., Naylor, R. E. L., Young, M. R., & Atkinson, D. (1991): Changes in the vegetation and invertebrate communities of set-aside arable land. Brighton Crop Protection Conference - Weeds - 1991: 419-426.

Jukola-Sulonen, E. L. (1983): Vegetation succession of abandoned hay-fields in Central Finland. A quantitative approach. Communicationes Instituti Forestalis Fenniae 112: 1-85.

Jørgensen, H. E. (1986): Bestand og habitatsvalg hos vinterrovfugle i et kulturlandskab. Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift 80: 85-96.

Keever, C. (1950): Causes of succession on old-fields of the Pied-

mont, North Carolina. *Ecological Monographs* 20: 231-250.

Keever, C. (1983): A retrospective view of old-field succession after 35 years. *American Midland Naturalist* 110(2): 397-404.

Kennedy, P. J. (1992): Ground beetle communities on set-aside and adjacent habitats. *British Crop Protection Council Monograph No. 50: Set-aside*: 159-164.

King, C. (1989): *Weasels and Stoats*. London.

Konecny, J. (1990): Small mammals. I: Osbornová, J., Kovarova, M., Leps, J., & Prach, K. (Eds.): *Succession in abandoned fields - Studies in Central Bohemia*, Kluwer Academic Publisher, pp.: 58-59.

Krogh, P. H. (1991): Perturbation of the soil microarthropod community with the pesticides benomyl and isofenphos. I. Population changes. *Pedobiologia* 35: 71-88.

Krogh, P. H. (1994): 5. Monitoring the soil microarthropod community in organic, integrated, and conventional farming systems. I: Krogh, P.H. (Eds.): *Microarthropods as bioindicators - a study of disturbed populations*. PhD-thesis, University of Aarhus. National Environmental Research Institute, Silkeborg, Denmark.

Lagerlöf, J., Stark, J., & Svensson, B. (1992): Margins of agricultural fields as habitats for pollinating insects. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 40: 117-124.

Landbrugs- og Fiskeriministeriet (1995): Hektarstøtte. Anmeldelse af foderarealer. Vejledning for høsten 1996. Landbrugs- og Fiskeriministeriet. EU-direktoratet.

Landbrugs- og Fiskeriministeriet (1996): Betænkning fra udvalget om Natur, miljø og EU's landbrugspolitik. Betænkning nr. 1309.

Landbrugsministeriet (1994): Bekendtgørelse om tilskud til miljøvenlige jordbrugsforanstaltninger. Landbrugsministeriets bekendtgørelse nr. 251 af 11. april 1994.

Lartey, R. T., Curl, E. A., & Peterson, C. M. (1994): Interactions of mycophagous Collembola and biological control fungi in the suppression of *Rhizoctonia solani*. *Soil Biol. Bioc.* 26: 81-88.

Lawson, H. M., Wright, G. McN., Bacon, E. T. G., & Yeoman, D. (1994): Impact of set-aside management strategies on the soil seedbank and weed flora at Woburn. *Aspects of Applied Biology: Arable farming under CAP reform* 40(1): 453-460.

Lawson, H. M., Wright, G. McN., Davies, D. H. K., & Fisher, N. M. (1992): Short-term effects of set-aside management on the soil seedbank of an arable field in south-east Scotland. *British Crop Protection Council Monograph No. 50: Set-aside*: 85-90.

- Lechner, M., Hurle, K., & Zwerger, P. (1992):* Effect of rotational fallow on weed infestation. British Crop Protection Council Monograph No. 50: Set-aside: 97-102.
- Lee, K. E. & Foster, R. C. (1991):* Soil fauna and soil structure. Aust. J. Soil Res. 29: 745-775.
- Leps, J. (1987):* Vegetation dynamics in early old field succession: a quantitative approach. Vegetatio 72: 95-102.
- Leps, J., Osbornova-Kosinova, J., & Rejmanek, M. (1982):* Community stability, complexity and species life history strategies. Vegetatio 50(1): 53-62.
- Lewandowski, K. & Nowakowski, J. J. (1993):* Spatial distribution of brown hare, *Lepus europaeus*, populations in habitats of various types of agriculture. Acta Theriologica 38: 435-442.
- Livingston, R. B. & Allesio, M. L. (1968):* Buried viable seeds in successional field and forest stands, Harvard Forest, Massachusetts. Bulletin of the Torrey Botanical Club 95(1): 58-69.
- Lodal, J. (1991):* Muldvarp. I: Muus, B.(Eds.): Danmarks Pattedyr I. Gyldendal, København; pp. 23-34.
- Loman, J. (1991):* The small mammal fauna in an agricultural landscape in southern Sweden, with special reference to the wood mouse *Apodemus sylvaticus*. Mammalia 55(1): 91-96.
- Lorenzen, H. P. (1982):* Sekundær succession på Vorskø. Licentiaafhandling. Naturvidenskabelige Fakultet, Københavns Universitet.
- Lorenzen, H. P. (1987):* Plante- og dyrelivet på tørre, sandede arealer. Skov- og Naturstyrelsen. Marginaljorder og Miljøinteresser. Teknisk rapport nr. 16.
- Lorenzen, H. P. (1988):* Vorskø. Indvandring af vilde planter på Vorskøes marker efter dyrkningens ophør. I: Skov- & Naturstyrelsen.(Eds.): Naturpejlinger. 16 undersøgelser af planter og dyr på danske naturreservater; pp. 98-111.
- Luken, J. O. (1990):* Directing Ecological Succession. Chapman and Hall. London/New York/Melbourne/Madras.
- Lund, M. (1991a):* Musene. I: Muus, B.(Eds.): Danmarks Pattedyr 1. Gyldendal, København; pp. 118-171.
- Lund, M. (1991b):* Mosegris. I: Muus, B.(Eds.): Danmarks Pattedyr I. Gyldendal, København; pp. 153-160.
- Lys, J.-A. & Nentwig, W. (1992):* Augmentation of beneficial arthro-

Pods by strip-management. IV. Surface activity, movements and activity density of abundant carabid beetles in a cereal field. *Oecologia* 92: 373-382.

Lys, J.-A. & Nentwig, W. (1994): Improvement of the overwintering sites for Carabidae, Staphylinidae and Araneae by strip-management in a cereal field. *Pedobiologia* 38: 238-242.

MacDonald, D. W. (1977): On food preference in the red fox. *Mammal Review* 7(1): 7-23.

Manosa, S. (1994): Pheasant and rotational set-aside. Internal Report to The Game Conservancy Fordingbridge.

Marrs, R. H. (1985): Techniques for reducing soil fertility for nature conservation purposes: A review in relation to research at Roper's Heath, Suffolk, England. *Biological Conservation* 34: 307-332.

Marshall, E. J. P. (1988): The ecology and management of field margin flora in England. *Outlook on Agriculture* 17(4): 178-182.

Marshall, E. J. P., Thomas, C. F. G., Joenje, W., Kleijn, D., Burel, F., & Le Coeur, D. (1994): Established vegetation strips in contrasted European farm situations. *British Crop Protection Council Monograph No 58: Field Margins: Integrating Agriculture and Conservation*: 335-340.

McAdam, J. H., Bell, A. C., & Henry, T. (1994): Field margin flora and fauna changes in response to the grassland management practices. *British Crop Protection Council Monograph No 58: Field Margins: Integrating Agriculture and Conservation*: 153-160.

Meisel, K. & Hübschman, A. von (1973): Grundzüge der vegetationsentwicklung auf brackflächen. *Natur und Landschaft* 48(3): 70-74.

Melander, B. (1992): Ukrudtsproblemer ved braklægning. Beretning nr. S2224 fra Statens Planteavlsforsøg.

Melander, B. (1994a): Ukrudtsmæssige konsekvenser ved pløjefri dyrkning. Statens Planteavlsforsøgs Rapport 6: 137-148.

Melander, B. (1994b): Ukrudtsproblemer efter enårig braklægning. Statens Planteavlsforsøgs Rapport 6: 223-233.

Mellinger, M. V. & McNaughton, S. J. (1975): Structure and function of successional vascular plant communities in central New York. *Ecological Monographs* 45: 161-182.

Meyer, H., Fock, H., Haase, A., Reinke, H. D., & Tulowitzki, I. (1995): Structure of the invertebrate fauna in salt marshes of the Wadden Sea coast of Schleswig-Holstein influenced by sheep-grazing. *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 49: 563-589.

Mierlo, J. E. M., van & Groenendaal, J. M., van (1991): A population dynamic approach to the control of *Anthriscus sylvestris* (L.) Hoffm. Journal of Applied Ecology 28: 128-138.

Milberg, P. (1995): Soil seed bank after eighteen years of succession from grassland to forest. OIKOS 72: 3-13.

Milsom, T. P., Turley, D. B., Lane, P., Wright, B. E., Donaghy, S. J., & Moodie, P. (1994): Boundary strips in cereal fields: dynamics of flora, weed ingress and implications for crop yield under different strip management regimes. British Crop Protection Council Monograph No 58: Field Margins: Integrating Agriculture and Conservation: 179-184.

Mitchley, J. (1988): Restoration of Species-rich Calcareous Grassland on Ex-arable Land in Britain. TREE 6: 125-127.

Mogensen, B. (1994): Succession på opgivne marker. Specialrapport. Økologisk Afdeling, Københavns Universitet.

Monk, C. D. (1983): Relationship of life forms and diversity in old-field succession. Bulletin of the Torrey Botanical Club 110(4): 449-453.

Montgomery, W. I. (1980): Population structure and dynamics of sympatric *Apodemus* species (Rodentia: Muridae). Journal of Zoology, London 192: 641-651.

Montgomery, W. I., Wilson, W. L., Hamilton, R., & McCartney, P. (1991): Dispersion in the wood mouse, *Apodemus sylvaticus*: variable resources in time and space. Journal of Animal Ecology 60: 179-192.

Moreby, S. J. & Aebischer, N. J. (1992): Invertebrate abundance on cereal fields and set-aside land: implications for wild gamebird chicks. British Crop Protection Council Monograph No. 50: Set-aside: 181-186.

Moreby, S. J. & Sotherton, N. W. (1995): The management of Set-aside Land as Brood-rearing Habitats for Gamebirds.. I: Colston, A. og Perring, F.(Eds.): Insects, Plants and Set-aside. Botanical Society of the British Isles. London; pp. 41-43.

Morris, M. G. (1967): Differences between the invertebrate faunas of grazed and ungrazed chalk grassland. I. Responses of some phytophagous insects to cessation of grazing. Journal of Applied Ecology 4: 459-474.

Morris, M. G. (1968): Differences between the invertebrate faunas of grazed and ungrazed chalk grassland. II. The faunas of sample turves. Journal of Applied Ecology 5: 601-611.

Morris, M. G. (1969): Differences between the invertebrate faunas of

grazed and ungrazed chalk grassland. III. The heteropterous fauna. *Journal of Applied Ecology* 6: 475-487.

Morris, M. G. (1971): Differences between the invertebrate faunas of grazed and ungrazed chalk grassland. IV. Abundance and diversity of Homoptera-Auchenorrhyncha. Journal of Applied Ecology 8: 37-52.

Morris, M. G. (1973): The effects of seasonal grazing on the Heteroptera and Auchenorrhyncha (Hemiptera) of chalk grassland. Journal of Applied Ecology 10: 761-780.

Morris, M. G. (1979): Response of grassland invertebrates to management by cutting. II. Heteroptera. Journal of Applied Ecology 16: 417-432.

Morris, M. G. (1981a): Responses of grassland invertebrates to management by cutting. III. Adverse effects on Auchenorrhyncha. Journal of Applied Ecology 18: 107-123.

Morris, M. G. (1981b): Response of grassland invertebrates to management by cutting. IV. Positive responses of Auchenorrhyncha. Journal of Applied Ecology 18: 763-771.

Morris, M. G. & Lakhani, K. H. (1979): Response of grassland invertebrates to management by cutting. I. Species diversity of Hemiptera. Journal of Applied Ecology 16: 77-98.

Morris, M. G. & Plant, R. (1983): Responses of grassland invertebrates to management by cutting. V. Changes in Hemiptera following cessation of management. Journal of Applied Ecology 20: 157-177.

Morris, M. G. & Rispin, W. E. (1987): Abundance and diversity of the coleopterous fauna of a calcareous grassland under different cutting regimes. Journal of Applied Ecology 24: 451-465.

Morris, M. G. & Rispin, W. E. (1988): A beetle fauna of oolitic limestone grassland, and the responses of species to conservation management by different cutting regimes. Biological Conservation 43: 87-105.

Morris, P. A. (1991): Hedgehog. I: Corbet, G.B. og Harris, S.(Eds.): The Handbook of British Mammals. Oxford; pp. 37-43.

Myster, R. W. & Pickett, S. T. A. (1988): Individualistic patterns of annuals and biennials in early successional oldfields. Vegetatio 78: 53-60.

Mølgaard, P. (1972): Mælkebøttens spiring og blomstring i forhold til græshøjde. Ugeskrift for Agronomer og Hortonomer 35: 683-686.

- Møller, A. P. (1980b): Effekten på yngelfuglefaunaen af ændringer i landbrugsdriften. Et eksempel fra Vendsyssel. Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift 74: 27-34.
- Møller, A. P. (1983): Changes in Danish farmland habitats and their populations of breeding birds. *Holarctic Ecology* 6(1).
- Nakamura, Y., Matzusaki, I., & Itakura, J. (1992): Effect of grazing by *Sinella curviseta* (Collembola) on *Fusarium oxysporum f.sp. cucumerinum* causing cucumber disease. *Pedobiologia* 36: 168-171.
- Neher, D. A., Peck, S. L., Rawlings, J. O., & Campell, C. L. (1995): Measures of nematode community structure and sources of variability among and within agricultural fields. *Plant and Soil* 170: 167-181.
- Nicholson, S. A. & Monk, C. D. (1974): Plant species diversity in old-field succession on the Georgia Piedmont. *Ecology* 55: 1075-1085.
- Nielsen, B. V. (1994): En undersøgelse af harebestanden på Baagø, heri braklægningens betydning for harens fouragering på landbrugsarealer. Specialerapport, Biologisk Institut, Odense Universitet.
- Nielsen, J. & Jensen, S. L. (1979): Reservatet Vorsø. Urørte skove og opgivne landbrugsarealer. Dansk Skovforenings Tidsskrift 64: 237-259.
- O'Connor, R. J. & Shrubbs, M. (1986): *Farming and Birds*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Odum, E. P. (1960): Organic production and turnover in old field succession. *Ecology* 41: 34-49.
- Odum, E. P. (1969): The strategy of ecosystem development. *Science* 164: 262-270.
- Oelke, H. (1985): Vogelbestände einer niedersächsischen Agrarlandschaft 1961 und 1985. *Vogelwelt* 106: 246-255.
- Olsen, F. (1979): Læplantning, Dyrkningssikkerhed, Klimaforbedring og Landskabspleje. Landhusholdningsselskabets Forlag.
- Osborne, P. (1989): The management of set-aside land for birds: a practical guide. Conservation advice.
- Osbornova, J., Kovarova, M., Leps, J., & Prach, K. (1990): Succession in Abandoned Fields. *Studies in Central Bohemia, Czechoslovakia*. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht/Boston/London.
- Parish, T., Lakhani, K. H., & Sparks, T. H. (1994): Modelling the

relationship between bird population variables and hedgerow and other field margin attributes. I. Species richness of winter, summer and breeding birds. *Journal of Applied Ecology* 31: 764-775.

Parr, T. W. & Way, J. M. (1988): Management of roadside vegetation: the long-term effects of cutting. *Journal of Applied Ecology* 25(3): 1073-1088.

Parrish, J. A. D. & Bazzaz, A. F. (1979): Difference in pollination niche relationships in early and late successional plant communities. *Ecology* 60(3): 597-610.

Pegel, M. (1986): Der Feldhase (*Lepus europeus* Pallas) im Beziehungsgefüge seiner Um- und Mitweltfaktoren. Wildbiologie und Jagdwissenschaft an der Justus-Liebig-Universität Giessen. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.

Peters, G. (1972): Ursachen für den Rückgang der selten heimischen Hummelarten (Hym., *Bombus* et *Psithyrus*). *Entomologische Berichten* 1972: 85-90.

Petersen, H. (1995): Temporal and spatial dynamics of soil Collembola during secondary succession in Danish heathland. *Acta Zool. Fennica* 196: 190-194.

Petersen, M. R. & Strandgaard, H. (1992): Roe deer's food selection in two different Danish roe deer biotopes. CIC-symposium "Capreolus" in Salzburg, April 1992. 6 pp + 6 Figs.

Petersen, M. R. & Strandgaard, H. (1994): Individual variation in food intake among Danish roe deer (*Capreolus capreolus*). Second European Roe Deer Meeting in Brixen, Italy, October 1994. 8 pp, incl. 8 Tables.

Pickett, S. T. A. (1976): Succession: an evolutionary interpretation. *American Naturalist* 110: 107-119.

Pickett, S. T. A. (1980): Non-equilibrium coexistence of plants. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 107(2): 238-248.

Pickett, S. T. A. (1982): Population patterns through twenty years of oldfield succession. *Vegetatio* 49: 45-59.

Pickett, S. T. A., Collins, S. L., & Armesto, J. J. (1987b): Models, Mechanisms and Pathways of Succession. *The Botanical Review* 53(3): 335-371.

Pizl, V. (1992): Succession of earthworm populations in abandoned fields. *Soil Biol. Bioc.* 24: 1623-1628.

Pollard, E., Hooper, M. D., & More, N. W. (1974): *Hedges*. Collins, London.

- Potts, G. R. (1980): The effect of modern agriculture, nest predation and game management in the population ecology of partridges. *Advances in Ecological Research* 11.
- Potts, G. R. (1986): *The Partridge: Pesticides, Predation and Conservation*. Collins, London.
- Potts, G. R. (1991): The environmental and ecological importance of cereal fields.
- Poulsen, J. G. (in press): Behaviour and Parental Care of Skylarks *Alauda arvensis* chicks. *IBIS*
- Poulsen, J. G. & Sotherton, N. W. (1992): Crow predation in recently cut set-aside land. *British Birds* 85: 674-675.
- Poulsen, J. G., Sotherton, N. W., & Aebischer, N. J. (in press): Comparative ecology of skylarks *Alauda arvensis* on arable farmland: I. Nesting ecology and land use in southern England. *Journal of Applied Ecology*.
- Poulton, S. M. C. & Swash, A. R. H. (1992): Monitoring of botanical composition of set-aside fields in England. *British Crop Protection Council Monograph No. 50: Set-aside*: 61-66.
- Povey, F. D., Smith, H., & Watt, T. A. (1993): Predation of annual grass weed seeds in arable field margins. *Annals of Applied Biology* 122: 323-328.
- Prach, K. (1985): Succession of vegetation in abandoned fields in Finland. *Ann. Bot. Fennici* 22: 307-314.
- Prach, K. (1990): Vegetational dynamics. I: Osbornová, J., Kovarova, M., Leps, J., & Prach, K. (Eds.): *Succession in Abandoned Fields. Studies in Central Bohemia, Czechoslovakia*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht/Boston/London.
- Prestidge, R. A. (1982): The influence of nitrogenous fertilizer on the grassland Auchenorrhyncha (Homoptera). *Journal of Applied Ecology* 19: 735-749.
- Prestidge, R. A. & McNeil, S. (1981): The role of nitrogen in the ecology of grassland Auchenorrhyncha. I: Lee, J.A., McNeill, S., & Rorison, I.H. (Eds.): *Nitrogen as an ecological factor*. Blackwell Scientific Publishers, Oxford.
- Purvis, G. & Curry, J. (1980): Successional changes in the arthropod fauna, of a new ley pasture established on previously cultivated soil. *Journal of Applied Ecology* 17: 309-321.
- Pywell, R. F., Pakeman, R. J., & Parr, T. W. (1994): Opportunities for habitat reconstruction on farmland in lowland Britain. *Aspects of*

Applied Biology: Arable farming under CAP reform 40(1): 469-478.

Quaterman, E. (1960): Early succession on abandoned cropland in the Central basin of Tennessee. Ecology 38: 300-309.

Rasmont, P. (1988): Monographie Ecologique et Zoogéographique des Bourdons de France et de Belgique (Hymenoptera, Aphidae, Bomninae). Faculté des Sciences Agronomiques de l'état, Gembloux, Belgien.

Reddersen, J. (1992): Effekt af græsning på leddyrfaunaen på græs-overdrev. Flora og Fauna 98: 63-75.

Reddersen, J. (1995): Effekter på leddyrfaunaen af pesticidforbruget i danske kornmarker. Statens Planteavlssøg. 12. Danske Plante-værnskonference 1995 - Pesticider og Miljø nr. 3.

Rew, L. J., Wilson, P. J., Froud-Williams, R. J., & Boatman, N. D. (1992a): Changes in vegetation composition and distribution within set-aside land. British Crop Protection Council Monograph No. 50: Set-aside: 79-84.

Rew, L. J., Froud-Williams, R. J., & Boatman, N. D. (1992b): Implications of field margin management on the ecology of *Bromus sterilis*. Aspects of Applied Biology 29: 257-263.

Riedel, W. (1989): Etablering af overvintringslokaliteter for nogle bladlusprædatorer i korn. Nordisk Planteværnskonference 1989.

Roberts, H. A. (1970): Viable weed seeds in cultivated soils. Rep. Natn. Veg. Res. Stn for 1969 : 25-38.

Roberts, H. A. & Dawkins, P. A. (1967): Effects of cultivation on the numbers of viable seeds in soil. Weed Research 7: 290-301.

Roberts, H. A. & Feast, P. M. (1972): Fate of seeds of some annual weeds in different depths of cultivation and undisturbed soil. Weed Research 12: 316-324.

Roberts, H. A. & Feast, P. M. (1973): Emergence and longevity of seeds of annual weeds in cultivated and undisturbed soil. Journal of Applied Ecology 10: 133-143.

Roberts, T. L. & Vankat, J. L. (1991): Floristics of a chronosequence corresponding to old field-deciduous forest succession in south-western Ohio. II. Seed banks. Bulletin of the Torrey Botanical Club 118(4): 377-384.

Rogers, L. M. (1992): The ecology of small mammals on set-aside agricultural land. British Crop Protection Council Monograph No. 50: Set-aside: 201-202.

Rogers, L. M. & Gorman, M. L. (1995a): The diet of the wood mouse

- Apodemus sylvaticus* on set-aside land. Journal of Zoology, London 235: 77-83.
- Rogers, L. M. & Gorman, M. L. (1995b): The population dynamics of small mammals living in set-aside and surrounding semi-natural and crop land. Journal of Zoology, London. 236: 451-464.
- Rusch, G. (1988): Reproductive regeneration in grazed and ungrazed limestone grassland communities on Öland. Preliminary results. Acta phytogeographica suecica 76: 113-124.
- Saville, N. M. (1993): Bumblebee ecology in woodlands and arable farmland. University of Cambridge.
- Schafale, M. & Christensen, N. L. (1986): Vegetation variation among old-fields in Piedmont North Carolina. Bulletin of the Torrey Botanical Club 113(4): 377-384.
- Schläpfer, A. (1988): Populationsökologie der Feldlerche *Alauda arvensis* in der intensiv genutzten Agrarlandschaft. Der Ornithologische Beobachter 85: 309-371.
- Schmidt, J. P. (unpubl.): Udviklingen af plantevæksten på ejendommen Høgildvej 17, Feldborg Statsskovdistrikt, afd. 600.
- Schmidt, W. (1982): Ungestörte und gelenkte Sukzession auf Brackäckern. Scripta Geobotanica 15.
- Schmidt, W. (1988): An experimental study of old-field succession in relation to different environmental factors. Vegetatio 77: 103-114.
- Schmidt, W. (1993): Sukzession und Sukzessionslenkung auf Brackäckern - neue ergebnisse aus einem Dauerflächenversuch. Scripta Geobotanica 20: 65-104.
- Schultz, E. (Unpubl.): Landbrug og vildt. Foredrag på vildtforvaltningsskolen Kalø den 23. februar 1996. Landskontoret for Planteavl.
- Sears, J. (1992): The value of set-aside to birds. British Crop Protection Council Monograph No. 50: Set-aside: 175-180.
- Sharrock, J. T. R. & Hilden, O. (1983): Survey of some of Europe's birds. British Birds 76: 118-123.
- Shield, I. F. & Godwin, R. J. (1992): Changes in the species composition of a natural revegetation sward during the 5-year set-aside scheme. British Crop Protection Council Monograph No. 50: Set-aside: 123-128.
- Silfverberg, K. (1980): Växtligheten på nedlagda åkrar i Lemland, Åland. Nordenskiöld-samfundets tidsskrift 40: 48-68.

- Small, J. A., Buell, M. F., & Buell, H. F. (1971): Old-field succession on the New Jersey Piedmont - the first year. The William Hutcheson Memorial Forest Bulletin 2(4): 26-30.*
- Smith, H., Feber, R. E., Johnson, P. J., McCallum, K., Jensen, S. P., Younes, M., & MacDonald, D. W. (1993): The conservation management of arable field margins. English Nature. English Nature Science. No. 18.*
- Smith, H., Feber, R. E., & MacDonald, D. W. (1994): The role of wild flower mixtures in field margin restoration. British Crop Protection Council Monograph No 58: Field Margins: Integrating Agriculture and Conservation: 289-294.*
- Smith, H. & MacDonald, D. W. (1992): The impact of mowing and sowing on weed populations and species richness in field margin set-aside. British Crop Protection Council Monograph No. 50: Set-aside: 117-122.*
- Smith, R. S. & Jones, L. (1991): The phenology of mesotrophic grassland in the Pennine Dales, Northern England: Historic hay cutting dates, vegetation variation and plant species phenologies. Journal of Applied Ecology 28: 42-59.*
- Sotherton, N. W. (1984): The distribution and abundance of predatory arthropods overwintering on farmland. Annals of Applied Biology 105: 423-429.*
- Sotherton, N. W. (1985): The distribution and abundance of predatory Coleoptera overwintering in field boundaries. Annals of Applied Biology 106: 17-21.*
- Sotherton, N. W., Boatman, N. D., Manosa, S., & Robertson, P. A. (1994): Management of set-aside for game and wildlife. Aspects of Applied Biology: Arable farming under CAP reform 40(1): 497-504.*
- Sotherton, N. W., Rands, M. R., & Moreby, S. J. (1985): Comparison of herbicide treated and untreated headlands for the survival of game and wildlife. British Crop Protection Conference - Weeds - 1985 (3).*
- Southwood, T. R. E., Brown, V. K., & Reader, P. M. (1979): The relationships of plant and insect diversities in succession. Biological Journal of the Linnean Society 12: 327-348.*
- Southwood, T. R. E., Brown, V. K., Reader, P. M., & Green, E. E. (1986): The use of different stages of a secondary succession by birds. Bird Study 33: 159-163.*
- Southwood, T. R. E. & Cross, D. J. (1969): The ecology of the partridge. III. Breeding success and the abundance of insects in natural habitats. Journal of Animal Ecology 38: 497-509.*
- Sparkes, D. L., Scott, R. K., & Jaggard, K. W. (1994): The case for*

headland set-aside. British Crop Protection Council Monograph No 58: Field Margins: Integrating Agriculture and Conservation : 265-270.

Squiers, E. R. & Wistendahl, W. A. (1977): Changes in plant species diversity during early secondary succession in an experimental old-field system. *American Midland Naturalist* 98(1): 11-21.

Steen, E. (1980): Dynamics and production of semi-natural grassland vegetation in Fennoscandia in relation to grazing management. *Acta phytogeographica suecica* 68: 153-156.

Sterling, P. H., Gibson, C. W. D., & Brown, V. K. (1992): Leaf miners assemblies: effects of plant succession and grazing management. *Ecological Entomology* 17: 167-178.

Strandgaard, H. (1987): Rådyr behøver det åbne land for at overleve. *Dansk Vildtforskning* 1986-87 : 29-33.

Strandgaard, H. (1991): Rådyr. I: Muus, B.(Eds.): *Danmarks Pattedyr* 2. Gyldendal, København; pp. 157-168.

Striive-Kusenbergh, R. (1980): Untersuchungen über die Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) verschieden alter Brachlandflächen: Besiedlung und Sukzession. *Drosera* 80(1): 25-40.

Summers, R. W. (1989): Implementation of alternative feeding areas for Brent geese - working dokument. Upubliceret MAFF rapport.

Symonides, E. (1985): Floristic richness, diversity, dominance and species evenness in old-field successional ecosystems. *Ekologia Polska* 33(1): 61-79.

Symonides, E. (1986): Seed bank in old-field successional ecosystems. *Ekologia Polska* 34(1): 3-29.

Symonides, E. & Wierzchowska, U. (1990): Changes in the spatial pattern og vegetation structure and of soil properties in early old-field succession. I: Krahulec, F., Agnew, A.D.Q., Agnew, S., & Willems, J.H.(Eds.): *Spatial processes in plant communities*; pp. 201-213.

Sørensen, F. B. & Lund-Hansen, L. C. (1991): Jordbundsundersøgelser på Vorsø 1990 - fredmarker, skove og skarvkolonier. Skov- og Naturstyrelsen.

Tew, T. E. (1994): Farmland Hedgerows: Habitat, corridors or irrelevant? A small mammal's perspective. I: Watt, T.A. og Buckley, G.P.(Eds.): *Hedgerow management and nature conservation*. Wye College Press. Wye, Ashford, Kent; pp. 80-94.

Tew, T. E., MacDonald, D. W., & Rands, M. R. W. (1992): Herbicide application affects microhabitat use by arable wood mice (*Apodemus*

sylvaticus). Journal of Applied Ecology 29: 532-539.

Thomas, M. B., Wratten, S. D., & Sotherton, N. W. (1991): Creation of "island" habitats in farmland to manipulate populations of beneficial arthropods: predator densities and emigration. Journal of Applied Ecology 28: 906-917.

Thompson, K. & Grime, J. P. (1979): Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. Journal of Ecology 67: 893-921.

Thompson, K. & Grime, J. P. (1983): A comparative study of germination responses to diurnally-fluctuating temperatures. Journal of Applied Ecology 20: 141-156.

Törmälä, T. (1977): Effects of Mowing and Ploughing on the Primary Production and Flora and Fauna of a Reserved Field in Central Finland. Acta Agriculturae Scandinavica 27: -264.

Törmälä, T. (1980): The bird community of reserved fields. Ornis Fennica 57: 161-166.

Törmälä, T. (1982): Structure and dynamics of reserved field ecosystems in Central Finland. Biol. Res. Rep. Univ. Jyväskylä 8: 1-58.

Tramer, E. J. (1975): The regulation of plant species diversity on an early successional old-field. Ecology 56: 905-914.

Turley, D. B., Phillip, M. C., Clarke, J. H., Raw, K. A., Jones, A. E., Hill, P. E., Froment, M. A., & Mills, A. R. (1994): Development of flora during three years of set-aside, and weed levels in a following wheat crop. Aspects of Applied Biology: Arable farming under CAP reform 40(1): 435-442.

Ulber, B. (1982): Einfluß von *Onychiurus fimatus* Gisin (Collembola, Onychiuridae) and *Folsomia fimetaria* L. (Collembola, Isotomidae) auf *Pythium ultimum* Trow., einen Erreger des Wurzelbrandes der Zuckerrübe. I: Lebrun, P., André, H.M., De Medts, A., Grégoire-Wibo, C. & Wauthy, G. (Eds.): New trends in soil biology. Proc VIII. Intl. Coll. Soil Zool. Louvain-la-Neuve (Belgium). August 30 - September 2, 1982. Imprimeur Dieu-Brichart, Ottignies-Louvain-la-Neuve; pp. 261-268, 1983.

Vedel, H. & Ødum, S. (1980): Krat på overdrev. I: Nørrevang, A. & Lundø, J. (Eds): Danmarks Natur 7. Hede, overdrev og eng. Politikens Forlag, København.

Vestergaard, P. & Reenberg, A. (1994): Braklægning og naturinteresser. Jord og Viden 1994(3): 3-5.

Vickery, J. A. & Sutherland, W. J. (1992): Brent geese: A conflict between conservation and agriculture. British Crop Protection Council Monograph No. 50: Set-aside: 187-194.

- Vickstrøm, T. (1994): Bræmmebreddens betydning for agerlandets flora. Ph.D.-afhandling. Københavns Universitet, Botanisk Institut, Økologisk Afdeling.
- Waldhart, R. & Schmidt, W. (1991): Pflanzenartenzahlen und boden-nitratgehalte junger ackerbrachen in Süd-Niedersachsen - eine erste bewertung aus der sicht des naturschutzes. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 20: 385-392.
- Walhovd, H. (1991): Pindsvin. I: Muus, B.(Eds.): Danmarks Pattedyr I. Gyldendal, København; pp. 14-22.
- Wardle, D.A. (1995): Impacts of disturbance on detritus food webs in agro-ecosystems of contrasting tillage and weed management practices. Advances in Ecological Research 26: 105-185.
- Watts, C. H. S. (1969): The regulation of wood mouse (*Apodemus sylvaticus*) numbers in Wytham Woods, Berkshire. Journal of Animal Ecology 38: 285-304.
- Welch, D. (1994): Botanical composition of arable fields in North-east Scotland after a year of set-aside. Botanical Journal of Scotland 46(1): 1-14.
- Wells, T. C. E. (1990): Establishing chalk grassland on previously arable land using seed mixtures. I: Hillier, S.H., Walton, D.W.H., & Wells, D.A.(Eds.): Calcareous grasslands - Ecology and Management. Proceedings of a joint British Ecological Society/Nature Conservancy Council Symposium, 1987 Sheffield. Bluntisham Books; pp. 169-170.
- Werff, P. A., van der, Amelsvoort, P. A. M., Marinissen, J. C. Y., & Friesen, P. (1995): The influence of earthworms and Visicular-Arbuscular Mychorrhiza on the availability of phosphate in ecological arable farming. Acta Zool. Fennica 196: 41-44.
- Whelan, J. (1978): Acarine succession in grassland on cutaway raised bog. Proc. Royal Dublin Society, Series A 6: 175-183.
- Whittaker, J. B. (1976): Homoptera from the Cow Green (Teesdale) plant communities with reference to the effects of fertilizer treatments. Entomologists Monthly Magazine 113: 159-163.
- Wiinstedt, K. (1938): Vegetationen paa Reservatet Vorsø i Horsens Fjord. Botanisk Tidsskrift 44: 260-306.
- Willems, J. H. & Bobbink, R. (1990): Spatial processes in the succession of chalk grassland on old fields in The Netherlands. I: Krahulec, F., Agnew, A.D.Q., Agnew, S., & Willems, J.H.(Eds.): Spatial processes in plant communities; pp. 237-249.
- Williams, P. H. (1993): Environmental change and the distributions of the British bumble bees (*Bombus* Latr.). Bee World 67: 50-61.

Wilson, B. J. & Lawson, H. M. (1992): Seedbank persistence and seedling emergence of seven weed species in autumn-sown crops following a single year's seeding. *Annals of Applied Biology* 120(1): 105-116.

Wilson, J. & Fuller, R. (1992): Set-aside: Potential and Management for Wildlife Conservation. *Ecos* 13(3).

Wilson, J. D. & Browne, S. J. (1993): Habitat selection and breeding success of skylarks *Alauda arvensis* on organic and conventional farmland. *British Trust for Ornithology* 129.

Wilson, P. J. (1988): The effect of extensification and set-aside on annual grass weed species in cereals. *Aspects of Applied Biology* 18: 15-26.

Wilson, P. J. (1992): The natural regeneration of vegetation under set-aside in southern England. *British Crop Protection Council Monograph No. 50: Set-aside*: 73-78.

Woiwod, I. P. (1991): The ecological importance of long-term synoptic monitoring. I: Firbank, L.G., Carter, N., Darbyshire, J.F., & Potts, G.R. (Eds.): *The ecology of temperate cereal fields*. Blackwell Scientific Publications, Oxford; pp. 275-304.

Zangger, A., Lys, J.-A., & Nentwig, W. (1994): Increasing the availability of food and the reproduction of *Poecilus cupreus* in a cereal field by strip-management. *Entomologia Exp. Appl.* 71: 111-120.

Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser - DMU - er en forskningsinstitution i Miljø- og Energiministeriet. DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning inden for natur og miljø.

Henvendelser kan rettes til:

Danmarks Miljøundersøgelser	<i>Direktion og Sekretariat</i>
Postboks 358	<i>Forsknings- og Udviklingssekretariat</i>
Frederiksborgvej 399	<i>Afd. for Atmosfærisk Miljø</i>
4000 Roskilde	<i>Afd. for Havmiljø og Mikrobiologi</i>
Tlf. 46 30 12 00	<i>Afd. for Miljøkemi</i>
Fax 46 30 11 14	<i>Afd. for Systemanalyse</i>

Danmarks Miljøundersøgelser	<i>Afd. for Sø- og Fjordøkologi</i>
Postboks 314	<i>Afd. for Terrestrisk Økologi</i>
Vejlsøvej 25	<i>Afd. for Vandløbsøkologi</i>
8600 Silkeborg	
Tlf. 89 20 14 00	
Fax 89 20 14 14	

Danmarks Miljøundersøgelser	<i>Afd. for Kystzoneøkologi</i>
Grenåvej 12, Kalø	<i>Afd. for Landskabsøkologi</i>
8410 Rønde	
Tlf. 89 20 14 00	
Fax 89 20 15 14	

Danmarks Miljøundersøgelser	<i>Afd. for Arktisk Miljø</i>
Tagensvej 135,4	
2200 København N	
Tlf. 35 82 14 15	
Fax 35 82 14 20	

Publikationer:

DMU udgiver faglige rapporter, tekniske anvisninger, særtryk af videnskabelige og faglige artikler, Danish Review of Game Biology samt årsberetninger.

I årsberetningen findes en oversigt over det pågældende års publikationer. Årsberetning samt en opdateret oversigt over årets publikationer fås ved henvendelse til telefon: 46 30 12 00.

Faglige rapporter fra DMU/NERI Technical Reports

1996

- Nr. 150: The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual report 1994. By Kemp, K. et al. 66 p., DKK 80,00.
- Nr. 151: Vandløbsrestaurering - eksempler og erfaringer fra Danmark. Af Hansen, H.O. (red.). 136 s., 100,00 kr.
- Nr. 152: Rådyrjagten i Danmark 1993/94. Af Asferg, T. & Jeppesen, J.L. 40 s., 50,00 kr.
- Nr. 153: Control of Pesticides 1995. By Køppen, B. 26 p., DKK 40,00.
- Nr. 154: Territoriality, breeding ranges and relationship between the sexes in a Danish wild pheasant (*Phasianus colchicus*) population. By Clausager, I. et al. 44 p., DKK 45,00.
- Nr. 155: Fredningen ved Saltholm og risiko for bird-strikes i Københavns Lufthavn. Af Noer, H. & Christensen, T.K. 44 s., 50,00 kr.
- Nr. 156: Oil Exploration in the Fylla Area. By Mosbech, A. et al. 92 p., DKK 100,00.
- Nr. 157: Monitoring af tungmetaller i danske dyrknings- og naturjorder. Prøvetagning i 1992/1993. Af Larsen, M.M. et al. 78 s., 100,00 kr.
- Nr. 158: Fuglelivet omkring Rønland, Harboør Tange. Af Clausen, P., et al. 48 s., 45,00 kr.
- Nr. 159: Kortlægning af tålegrænser for svovl og kvælstof. Af Bak, J. 110 s., 150,00 kr.
- Nr. 160: Miljøundersøgelser ved Maarmorilik 1995. Af Riget, F. et al. 91 s., 100,00 kr.
- Nr. 161: Ammoniak og naturforvaltning. Af Strandberg, M. 58 s., 100,00 kr.
- Nr. 162: Environmental impacts of shipping to and from Citronen Fjord. By Boertmann, D. 35 p., DKK 40,00.
- Nr. 163: Modellering af bygge- og anlægssektorens materialeforbrug. Af Wier, M. 122s., 75,00 kr.
- Nr. 164: BASIS. En konsekvensanalysemodel for forbrug af byggematerialer. Af Wier, M. 109 s., 75,00 kr.
- Nr. 165: Omkostninger ved reduktion af næringsstofbelastningen af havområderne. Af Paaby, H. et al. 187 s., 150,00 kr.
- Nr. 166: Analyse af dioxin og pentachlorphenol i nye tekstiler. Af Vikelsøe, J. & Johansen, E. 46 s., 40,00 kr.
- Nr. 167: Fejlkilder i den danske vildtudbyttestatistik. Af Asferg, T. 27 s., 40,00 kr.
- Nr. 168: Vingeindsamling fra jagtsæsonen 1995/1996 i Danmark. Af Clausager, I. 41 s., 35,00 kr.
- Nr. 169: Effects of fitting dummy satellite transmitters to geese. A pilot project using radio telemetry on wintering Greenland White-fronted geese. By Glahder, C. et al. 38 p., DKK 40,00.
- Nr. 170: Seabird colonies in western Greenland. By Boertmann, D. et al. 148 p., DKK 100,00.
- Nr. 171: Overvågning af odder (*Lutra lutra*) i Karup Å, Hvidbjerg Å/Thy, Ryå og Skals Å, 1985-1994. Af Madsen, A.B. et al. 42 s., 45,00 kr.
- Nr. 172: Overvågning af odder (*Lutra lutra*) i Danmark 1996. Af Hammershøj, M. et al. 43 s., 45,00 kr.
- Nr. 173: Atmosfærisk deposition af kvælstof. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1995. Hovedrapport og bilagsrapport. Af Skov, H. et al. 84 s. + 282 s., 100,00 kr. + 300,00 kr.
- Nr. 174: Atmosfærisk deposition af kvælstof. Målemetoder og modelberegninger. Af Ellermann, T. et al. 56 s., 70,00 kr.
- Nr. 175: Landovervågningsoplande. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1995. Af Grant, R. et al. 150 s., 125,00 kr.
- Nr. 176: Ferske vandområder. Søer. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1995. Af Jensen, J.P. et al. 96 s., 125,00 kr.
- Nr. 177: Ferske vandområder. Vandløb og kilder. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1995. Af Windolf, J. (red.). 228 s., 125,00 kr.
- Nr. 178: Sediment and Phosphorus. Erosion and Delivery, Transport and Fate of Sediments and Sediment-associated Nutrients in Watersheds. Proceedings from an International Workshop in Silkeborg, Denmark, 9-12 October 1995. Af Kronvang, B. et al. 150 pp., 100,00 DKK.
- Nr. 179: Marine områder. Danske fjorde - status over miljøtilstand, årsagssammenhænge og udvikling. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1995. Af Kaas, H. et al. 205 s., 150,00 kr.
- Nr. 180: The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Report for 1995. Kemp, K. et al. 55 pp., 80,00 DKK.
- Nr. 181: Dansk Fauna Indeks. Test og modifikationer. Af Friberg, N. et al. 56 s., 50,00 kr.

1997

- Nr. 182: Livsbetingelser for den vilde flora og fauna på braklagte arealer. - En litteraturudredning. Af Mogensen, B., et al. 167 s., 125,00 kr.