

Beskyttede ferske enge:

**Vegetation, påvirkninger,
pleje, naturplanlægning**



Skov- og Naturstyrelsen 2006

**Beskyttede ferske enge: Vegetation, påvirkninger, pleje,
naturplanlægning**

Redaktion: **Tine Skafte Nielsen, Hans Erik Svart og Henrik
Jørgensen**

Forfattere: **Lisbeth Nielsen, Anna Bodil Hald & Rita Merete
Buttenschøn**

Udgiver: Skov- og Naturstyrelsen

Udgivelsestidspunkt: 2006

Sidetæl: 87

Tak til Per Nørmark Andersen og Frits Roost, Viborg Amt, samt til
Ulla Plauborg, LandboCenter Randers-Viborg, for konstruktive
kommentarer til rapporten. Tak til Stinne Larsen for teknisk assistance
vedrørende figurer.

Indholdsfortegnelse

Sammendrag	4
1. Indledning	7
2. Ferske enge – naturtyper, arealernes omfang og driftstilstand	9
2.1. Naturtyper og plantearter på ferske enge.....	9
2.2. Det potentielle engareal.....	20
2.3. Status over engenes tilstand og drift i dag.....	21
3. Påvirkning af vegetationen gennem gødskning, næringsstofbalance og jordfugtighed	25
3.1. Sammenhænge mellem gødningstilførsel, hydrologi og jordens mineralisering.....	26
3.2. Ellenberg-N som indikation for planteproduktion.....	28
3.3. Plantebestand efter forskellig grad af N-tilførsel.....	29
3.4. Eksempler på at P og K er begrænsende for planteproduktionen.....	32
3.5. Vurdering af om gødskning på et givet areal er ændret over tid.....	33
4. Naturmæssige konsekvenser ved at udtage nogle engarealer til ekstensiv drift uden gødskning	37
4.1. Engene har forskellige gødningshistorier.....	38
4.2. Botaniske naturkvalitetsændringer er afhængige af engtype og tilstand i udgangspunktet.....	40
4.3. Effekten på dyreliv og andre aspekter af at ophøre med gødskning på kulturpåvirkede enge.....	45
4.4. Engtyper ved gødningsfri udtagning.....	48
5. Nedsættelse af produktionen ved ophør af gødskning	51
5.1. Nedgang i produktionen ved ophør af gødskning er afhængigt af trofiniveau og drift.....	51
5.2. Betydning for den animalske produktion ved ophør med gødskning.....	54
6. Omlagte enge	59
6.1. Artssammensætninger eller strukturer, der kan vise om et areal har været omlagt inden for en given periode.....	59
7. Naturmæssig optimering af plejen – opsamling	63
8. Ideer og forslag vedrørende forvaltning af § 3 enge	71
Referencer	77
Bilag 1. Definition af beskyttede ferske enge i naturbeskyttelsesloven.....	85
Bilag 2. Definition af beskyttede moser og lignende i naturbeskyttelsesloven.....	86

Sammendrag

Rapporten "Beskyttede ferske enge: Vegetation, påvirkninger, pleje, naturplanlægning" handler om ferske enge, der er beskyttet af § 3 i Naturbeskyttelsesloven. Indledningsvis gives en oversigt over naturtyperne, arealernes omfang og driftstilstand. Dernæst beskrives, hvorledes vegetationen påvirkes af gødskning, og hvorledes denne påvirkning er relateret til næringsstofbalancer og hydrologi. Modsat vurderes de naturmæssige konsekvenser ved at udtage engarealer til ekstensiv drift uden gødskning, og hvorledes produktionen nedsættes ved ophør af gødskning. Desuden beskrives hvilke artssammensætninger eller strukturer, der kan vise om et areal har været omlagt. Der anvises nogle værktøjer til, hvorledes naturplejen kan gribes an. Her indgår resultater fra de seneste års forskning på området, der blandt andet har vist, at det er vigtigt at lave en prioritering for de forskellige arealtyper. Det vurderes hvor der er behov for en bevarende pleje, hvor der er behov for en retablering, og hvor der kan vælges en mere produktionsorienteret, men miljøvenlig landbrugsdrift af engene. Rapportens afsluttende afsnit indeholder ideer og forslag vedrørende den fremtidige forvaltning af § 3 enge.

Med hensyn til naturtyper og plantearter på danske ferske enge er der udarbejdet en række forskellige inddelinger. I denne rapport gennemgås inddelinger udført af Mikkelsen (1976), af Vinther (1985), af DMU (DANVEG) (DMU-VIBI, 2004) og habitatnaturtyper (Miljø- og Energiministeriet, Skov- og Naturstyrelsen, 2000). Alle disse opdelinger beskriver imidlertid kun en del af spektret. - Desuden skildres, hvorledes plantearter på ferske enge kan inddeles i arter knyttet til dyndeng, til vældeng eller til "øvrige enge", og hvorledes arternes primære voksested kan beskrives ved deres Ellenberg værdier, primært Ellenberg-N (produktivitet) og Ellenberg-F (fugtighed).

Det samlede omfang af § 3 ferske enge er godt 100.000 ha, og kun ca. 25 % af arealet er beliggende i Natura 2000-områder, dvs. områder udpeget som EU-habitatområder og/eller EU-fuglebeskyttelsesområder, der er sikret en særlig bevågenhed med hensyn til gunstig bevaring. Det vil sige at hovedparten af engene er beliggende uden for den beskyttelse, der er knyttet til Natura 2000-områder. Ethvert nyt projekt eller ny plan i eller i omegnen af Natura 2000-områder skal vurderes i forhold til om denne aktivitet forringer bevaringstilstanden i området. Uprioriterede naturtyper uden for disse områder er beskyttet af naturbeskyttelseslovens § 3, der forhindrer en intensivering af driften, men ikke driftsophør eller påvirkning af arealerne med næringsrigt grundvand, og heller ikke indebærer en plejeret for offentlige myndigheder. Ejere af landbrugsjord skal ifølge lov om drift af landbrugsjorder (2004) holde disse arealer fri for opvækst af træer og buske. Alligevel er der behov for en bedre plejeindsats af enge med høj naturkvalitet eller karakteristiske engarter uden for Natura 2000-områder.

På den anden side er mange § 3 ferske enge kulturpåvirkede. Langt hovedparten af engene er således under en fortsat påvirkning af dræning, gødskning og/eller omlægning – eller har tidligere været omlagt, gødsket eller drænet. Der er således stor forskel i § 3 engenes naturkvalitet, og det er derfor relevant at foretage en prioritering af bevaringsindsatsen på de forskellige enge. Ud over en naturmæssig vurdering af arealerne er der også behov for at driften kan foregå rationelt, således

kan enge omkring de naturmæssigt højt prioriterede arealer være betydningsfulde for at få etableret og fastholdt en hensigtsmæssig drift af de værdifulde enge. Der er en høj fragmentering af engarealerne, idet 82 % af lokaliteterne er på under 5 ha. Dette forhold kan, i kombination med ejendomsstruktur, være en væsentlig barriere for at få etableret eller fastholdt driften af arealerne.

Ved øget gødskning og et højere produktionsniveau vil den botaniske artstæthed forventes at falde på de fleste danske enge. Et højere produktionsniveau er dog ikke nødvendigvis forårsaget af gødskning. Årsagen kan således være knyttet til dræning og dermed øget iltning med højere mikrobiel aktivitet, nedbrydning af organisk materiale og recirkulation af næringsstoffer. Dræning kan derfor vise tilsvarende effekt som gødskning. En øget produktivitet kan være forårsaget af ændret hydrologi – ved direkte dræning af engen eller som følge af en generel vandstandssænkning i området - og behøver derfor ikke nødvendigvis at indikere en øget gødningstilførsel. Desuden kan et givet areal være påvirket af en lokal stigning i næringsstof deposition.

Når gødskning udelades kan engens botaniske naturkvalitet øges, men der kommer ikke automatisk karakterarter for eng tilbage på arealet, når man holder op med at gødske. Det er væsentligt, at der er frøkilder i området, og at næringsstofforholdene er bragt i en sådan stand at engarterne har mulighed for at spire og etablere sig på arealet. Sådanne nye ekstensivt drevne enge kan være spredningskorridorer mellem små, isolerede biotoper, og kan på sigt være kolonisationsområder for karakterarterne. Uden drift kan de derimod være spredningsveje for invasive og ruderate arter. Det må forventes at retablering af en mere artsrig engvegetation efter ekstensivering af driften på meget kulturopvirkede enge tager tid – dels som følge af at der fortsat er et højt næringsstofniveau, dels som følge af en langsom indvandring af nye arter til området.

Det er vigtigt at holde øje med hydrologien for at sikre sig at en passende balance opretholdes. Der skal en vis fugtighed til for at fremme en artsrig engvegetation, og dybdegående dræning kan, som beskrevet, have en negativ effekt på den botaniske artssammensætning. Hvis arealet derimod bliver så fugtigt, at det ikke længere kan benyttes til afgræsning eller høslæt, kan en fin botanisk lokalitet gå tabt. På bevaringsværdige engarealer er det derfor vigtigt at overveje om gamle, overfladiske grøfter vedligeholdes tilstrækkeligt, men vedligeholdelsen må ikke medføre en unødigt afdræning, og høj vintervandstand skal sikres.

Nedsættelse af produktionen ved ophør af gødskning viser sig hurtigere på sand-end på lerjord. Specielt vil slæt med fjernelse af plantematerialet være effektivt til at reducere produktionsniveauet, hvor dette ønskes. Ved afgræsning fjernes kun næringsstoffer i ringe omfang med kødtilvæksten hos de græssende dyr, et niveau der i alle tilfælde er væsentligt lavere end ved slæt. Flere steder er det et problem at skaffe dyr nok til afgræsning. Hvis man vælger at lade dyrene afgræsse så stort et område som muligt, kan det betyde at effekten bliver uhensigtsmæssig, både med hensyn til natur- og produktion.

Til en vurdering af om der er sket en omlægning af et givet engareal for nylig, eller om der er en længere årrække siden sidste omlægning kan vurderingen støttes af forholdet mellem kulturarter, der indgår i udsædsblandinger, og naturarter. Strukturer som naturlig stenstrøning, heterogene terrænforhold, enkeltstående tuer og myretuer

af gul engmyre kan sammen med mosdække indikere at en eng sandsynligvis ikke har været omlagt, mens fravær af disse strukturer ikke entydigt siger, at den har været omlagt. Enkelte mos-arter kan desuden indfinde sig ret få år efter omlægning.

Der findes ikke en enkelt universalløsning med hensyn til pleje. Der kan således være forskellige veje fra udgangspunktet og til den målsætning, der beskrives for et givet areal, og det er vigtigt at klarlægge de faglige flaskehalsproblemer. Da udviklingen fra udgangspunktet til den ønskede tilstand ofte vil vare flere årtier, vil det som regel være nødvendigt at ændre handlingsprogrammet undervejs. Strategien vurderes ud fra tilstand, forventninger og beslutninger fra tidligere i restaureringsforløbet. Planlægning af engpleje og –retablering vil ske mest optimalt ved inddragelse af hensyn til engens natur- og miljømæssige potentiale og med fastsættelse af en specifik målsætning for plejen for den enkelte eng.

På kulturpåvirkede arealer, hvor der stiles mod at fremme naturkvaliteten, kan driften prioritere hensyn til vildtet højere end hensyn til floraen. Jagtinteresser og gode forhold for vildtet kan i nogle områder være af større økonomisk betydning end de landbrugsmæssige interesser, og være med til at bevare en ekstensiv drift på en række engarealer.

Med hensyn til pileopvækst er det vigtigt at vælge, om der skal stiles mod succession, hvor målet er gamle flotte pilekratsområder, eller der skal stiles mod åbne landskaber og sættes ind med en vedvarende pleje. I mange tilfælde vil målsætningen være et mosaiklandskab, hvor der inddrages en kombination af forskellige landskabselementer.

Det er således vigtigt at prioritere, hvad man vil understøtte på forskellige arealer. Hvor der er en høj naturkvalitet og en velegnet pleje, er det vigtigt at denne fortsættes, også uden for Natura 2000-områder. De høje tilskud må følge arealerne med høj botanisk naturkvalitet, hvor der er behov for at opretholde en meget ekstensiv drift til høj omkostning. På andre arealer kan opretholdes åbne landskaber med plads til småpattedyr, fugle, m.v., hvor der satses på en mindre grad af ekstensiv drift med bedre plads til en miljøvenlig landbrugsproduktion og dermed til en lavere omkostning.

1. Indledning

Denne rapport omhandler de beskyttede ferske enge, som de er defineret og afgrænset i vejledning om naturbeskyttelsesloven (se bilag 1). En omfattende pleje af alle § 3 arealer er ikke mulig med de midler, der er til rådighed for denne aktivitet. Derfor er det relevant at prioritere hvilke ferske enge, der skal gøres en indsats for, dernæst at beskrive den specifikke målsætning for de enkelte enge og ud fra denne målsætning vurdere plejebehov.

Der er stor forskel på kravene til driften på engarealer med en høj botanisk naturkvalitet, hvor der skal tages hensyn til arternes følsomhed for gødskning m.v., sammenlignet med engarealer, hvor man primært satser på at de skal bevares som åbne landskaber og fungere som en zone med miljøvenlig drift langs vandløb og søer.

Hvis man specifikt ønsker at tage hensyn til fuglelivet, er der heller ikke en enkelt overordnet betragtning, som sikrer alle fugle optimale betingelser. Nogle engfugle foretrækker lav, åben vegetation uden tuer, mens andre engfugle foretrækker en højere vegetation, der kan skjule æg og unger for rovdyr. For en fugl som storken er det fordelagtigt med høslætenge, hvor der løbende er nyslåede enge at fouragere på, medens ungerne skal mættes med daglige forsyninger.

Der er således mange hensyn at inddrage, når man skal planlægge driften for en ådal: Hensyn til bevaring af biodiversitet, hensyn til miljø, ønske om åbne landskaber og hvordan man bedst prioriterer mellem de forskellige hensyn – på lokalt, nationalt, og internationalt niveau.

I denne rapport omtales ekstensiv drift af enge. Hermed menes uden gødskning, omlægning og isåning af kulturarter inkl. hvid- og rødkløver og med en afgræsningsintensitet og tidspunkt for afgræsning eller høslæt, der tilgodeser naturformålene på det konkrete areal. At tilgodesse naturformålene er at hæmme arter, der ikke hører hjemme i naturtypen og at fremme etablering og reproduktion af de arter, der er målet for naturplejen. Da der er stor variation i produktionen på forskellige engarealer er det vanskeligt at angive afgræsning som et bestemt antal dyreenheder per ha. Afgræsning af naturarealer handler ikke om dyreenheder, men om effekten af det arbejde, dyrene udfører ved at fjerne biomasse af dominerende plantearter. Ved afgræsning bliver der plads til etablering af nye plantearter og i et vist omfang efterlades arter, hvis grønne dele, blomster eller frø er nødvendige for andre dyr, insekter, fugle og højere fauna. Denne rapport handler om dette samspil i et miljø af påvirkende faktorer, naturlige kårforhold såvel som menneskeskabte påvirkninger.

Hensigten med rapporten er at give et overblik over, hvorledes engene og deres overgangsformer til moser har været inddelt ud fra deres vegetation, hydrologi og jordbundsforhold. Ligeledes er betydningen af at øge eller reducere mængden af gødning behandlet sammen med effekten af forskellige driftsstrategier, som afgræsning, høslæt, omlægning. Desuden sammenholdes effekten af driftsophør med forskellige plejestrategier.

Ingen af de forskellige inddelinger af engtyper ud fra vegetation giver en samlet oversigt af danske engtyper, men som det fremgår, er der overlap mellem de

forskellige beskrivelser. De listede arter, knyttet til forskellige engtyper, kan støtte i vurderingen af engarealers naturværdi. Artssammensætningen kan være til støtte ved vurdering af et engareals tilstand, f.eks. sammenholdt med de observerede engarters Ellenberg-N. Ellenberg-N, der knytter arten til et produktionsniveau, kan dels indgå i beskrivelsen af et engareals tilstand, men kan specielt være egnet som sammenligningsgrundlag ved efterfølgende vurderinger af arealet. I rapporten er der ligeledes beskrevet en række karakteristika, der kan indikere om et engareal har været omlagt for nyligt.

Den naturmæssige optimering af plejen kan, med udgangspunkt i de seneste års forskningsresultater, tilpasses de enkelte arealer i højere grad end der har været tradition for. Engenes tilstand er som udgangspunkt meget forskellige med hensyn til jordbund, vandregime, driftshistorie, m.v., og der kan ikke gives en standard beskrivelse af optimale driftsforhold. I rapporten er der listet en række problemstillinger, der skal tages stilling til lokalt ved optimering af plejen ud fra muligheder og målsætninger for det givne areal.

Det er vigtigt at følge op på plejen med mellemrum, f.eks. er det ved retablering relevant at justere sin strategi efterhånden. Den indledende fase kan koncentreres om fjernelse af næringsstoffer, og herefter stiles efter at få flere arter ind på arealet ved samgræsning af relevante lokaliteter eller med engplejerens hø.

I denne rapport er det søgt at samle relevante informationer vedrørende driften af § 3 ferske enge. Der er indsat bokse med uddybende tekst eller eksempler, og væsentlige passager i teksten er fremhævet.



Der er forskellige krav til landbrugsmæssige begrænsninger ved forskellige ønsker til arealerne. Satses på høj botanisk diversitet må man regne med en større landbrugsmæssig begrænsning, end på arealer hvor det primære ønske er åbne landskaber og miljøvenlig drift.

2. Ferske enge – naturtyper, arealernes omfang og driftstilstand

Ferske enge defineres som relativt lavtliggende, grundvandsbetingede fugtigbundsarealer med en vegetation domineret af lavtvoksende, lyskrævende plantearter. Engene er naturligt forekommende eller udviklet fra kær gennem mange generationers vedligeholdelse med høslæt og afgræsning. Hydrologien på engene er kendetegnet ved høj grundvandstand, men med afdrænedes forhold om sommeren og en eller flere oversvømmelses begivenheder om vinteren. Områder med vældenge har høj grundvandstand året rundt, da vandbevægelsen er opadrettet på grund af tryk fra baglandet. Vældenge har med andre ord indlagt rindende vand. Dyndenge har ligeledes høj grundvandsstand året rundt, men vandgennemstrømningen er langsom i sammenligning med vældenge.

Engene ligger ofte i tilknytning til vandløb og søer, men forekommer også i områder med vandskel eller andre vandudsivningsområder. De fleste enge har undergået en overfladisk dræning i forbindelse med græsnings- og/eller høslætsdrift af kær, hvilket har givet bedre vækstforhold for fugtigbundsarter, der ikke tåler iltfrie forhold i jorden. En stor del af engarealerne er eller har været intensivt udnyttede med gentagne dræninger, omlægning og gødskning, og fremtræder som kulturgræseng, domineret af få kulturgræsarter. Andre engarealer fremtræder som vedvarende græsareal i overgange mellem natureng og kulturgræseng.

2.1. Naturtyper og plantearter på ferske enge

Danske kær (oftest kaldt moser) og deres afgræssede og/eller høslættede varianter, de ferske enge, har af flere forfattere været opdelt i forskellige typer, alt afhængig af næringsforhold, vandforhold og drift. Nævnes kan Mikkelsen (1976), Vinther (1985), DANVEG (<http://www.dmu.dk>) (DMU-VIBI, 2004), EU's habitatdirektiv (http://www.sns.dk/natura_2000/) (Miljø- og Energiministeriet, Skov- og Naturstyrelsen, 2000) og Hald & Petersen (1983a). Alle opdelinger er kendetegnet ved kun at beskrive en del af spektret, idet dataindsamlingen har været begrænset geografisk eller typemæssigt – eller opdelingen har skullet dække et meget større område end Danmark, som f.eks. naturtyperne på EU's habitatdirektiv (habitatnaturtyperne). Der foreligger derfor ikke en generel beskrivelse af engtyperne. Især i dag, hvor mange af typerne er ændret eller er fortsat i successionsudvikling efter at driften er ophørt, mangler en relevant oversigt.

Der er udarbejdet en række forskellige inddelinger af naturtyper og plantearter på danske ferske enge. I denne rapport gennemgås inddelinger udført af Mikkelsen (1976), af Vinther (1985), af DMU (DANVEG) (DMU-VIBI, 2004), og habitatnaturtyper (Miljø- og Energiministeriet, Skov- og Naturstyrelsen, 2000).

Engtyperne og deres arter opdelt efter Mikkelsen ud fra trofigrad og drift.

Mikkelsen (1976) opstiller sin inddeling af enge efter jordbund (lerjordsområder og sandjordsområder), dvs. efter naturlig trofigrad, og en fugtighedsgradient (tabel 1). Mikkelsens opdeling dækker med artsbeskrivelserne langt de fleste af de ekstensivt drevne enge med et rimeligt indhold af urter, som de forekommer i dag. Beskrivelserne af Mikkelsen giver en relativ enkel inddeling af engtyperne, men beskrivelserne er for brede til at dække habitatnaturtyperne specifikt.

Tabel 1. Engtyper opdelt efter trofigrad og drift ifølge Mikkelsen (1976) med angivelse af de plantearter, Mikkelsen nævner fra samfundene. Mikkelsen angiver artslistes med henblik på forskelle i samfundene med det formål at fremhæve yderpunkterne. Ud over de to typer baseret på naturligt næringsfattige eller næringsrige geologiske aflejringer nævner Mikkelsen også vældmoser som en type. Enge baseret på kalk henfører Mikkelsen til de naturligt næringsrige. De anførte plantearter indikerer, at Mikkelsen har inkluderet fugtige og halvfugtige vældenge i gruppen af naturligt næringsrige engtyper. Tør bund er medtaget for fuldstændighedens skyld m.h.t. en fugtighedsgradient.

Trofigrad og drift	Våd bund	Fugtig bund	Halvfugtig bund	Tør bund
I. Oligotrofe typer – naturligt forekommende og med ekstensiv drift				
Uden drift	Hængesæk	Vidje(pil)krat		Skov
	Tørvemos (<i>sphagnum</i>), jomfruhår (<i>polytricum</i>), soldug, kragefod, dusk-fredløs, bukkeblad, tranebær, kær-mysse, smalbl. kæruld, næbstar, tue-kæruld	Grå pil, øret pil, dun-birk, mose-pors, tørst, alm. røn		
+ Græsning/høslæt	-	Fugtig eng	Halvfugtig eng	Hede
	-	Tørvemos (<i>sphagnum</i>), kragefod, vandnavle, tranebær, benbræk, smalbladet kæruld, alm. star, næb-star, hunde-hvene	Tormentil, klokke-ensian, djævelsbid, benbræk, knop-siv, lyse-siv, børste-siv, hirse-star, tandbælg, blåtop, kattesæk	
II. Eutrofe-mesotrofe typer – naturligt forekommende og med ekstensiv drift				
Uden drift	Dyndeng	Ellesump		Skov
	Engkabbeleje, kattehale, lådden dueurt, gærde-snerle, vand-mynte, ager-mynte, hjortetrøst, nikkende brøndsel, fliget brøndsel, vejbred skeblad, kær-mysse, gul iris, toradet star, stiv star, kær-star, nikkende star, alm. røgræs, høj sødgræs	Grå-pil, krybende pil, femhannet pil, rød-el, solbær, ribs, alm. mjødukt, eng nellikerod, bittersød natskygge, alm. fredløs, hyldebladet baldrian, eng-rørhvene		
+ Græsning/høslæt	-	Fugtig eng	Halvfugtig eng	Overdrev
	-	Trævlekrone, lav ranunkel, alm. leverurt, vibefedt, kål-tidse, kær-tidse, kær-trehage, glanskapslet siv, smalbladet kæruld, alm. star, maj gøgeurt	Engblomme, rød kløver, gul fladbælg, hulkravet kodriver, krybende læbeløs, alm. brunelle, tvebo baldrian, djævelsbid, tusindfryd, blågrøn star, hirse star, knæbøjlet rævehale, alm. hjertegræs	
III. Gødskning mv. af arealer med afgræsning eller høslæt - Uafhængig af trofigrad i udgangspunktet				
	-	Kultureng		Mark
	-	Engkarse, kryb-hvene, fløjlsgræs, mose-bunke, alm. rapgræs, rød svingel	Alm. syre, bidende ranunkel, hvid kløver, alm. kællingetand, stor skjaller, vellugtende gulaks, eng-rævehale, eng-rottehale, eng-rapgræs, eng-svingel	

Engtyperne opdelt efter Vinther ud fra naturengenes karakteristiske arter

Vinther baserer sin opdeling på forskellige klassiske opdelinger af kær og enge (tabel 2) (se referencer i Vinther 1985). Det betyder, at naturligt trofigrundlag og rigdom på bladmosser er inkluderet på samme akse. Herved fremkommer betegnelsen ekstremrigkær, som ikke er ekstremt rig på næringsstoffer, men på arter, herunder bladmosser.

Som det ses af tabel 2 er de ekstremfattige kær ikke afhængig af en drift i deres naturlige tilstand. Enkelte af overgangsfattigkærene har kunnet give grundlag for høslæt eller afgræsning og da ofte ved hjælp af overrislingssystem i form af vandingsenge. Det er især overgangsrigkærene, der har høslæt og/eller afgræsning. Ekstremrigkærene forekommer ofte som mindre områder, der drives sammen med større områder af overgangsrigkær. Vinther nævner ikke noget om hydrologien, ud over om de er topogene eller soligene (se beskrivelse tabel 2).

Der kan stilles spørgsmål ved, i hvor høj grad der forekommer topogene ekstremrigkær. Sandsynligvis er der tale om vekselvirkning mellem vandmængde og afstand til kalklagene, produktivitet og vandtrykket, således at der ved større afstand og højere produktivitet skal være mere tryk på vandet for at give de rette kår.

Flere af naturtyperne, beskrevet af Vinther, synes ikke at være omfattet af de naturtyper, der er beskrevet under Natura 2000-naturtyper (se tabel 2). Det er dog vanskeligt at sammenligne, men nogle af Vinthers ekstremfattigkær og overgangsfattigkær vurderes ikke at være omfattet. Dertil kommer nogle tilgroningssamfund og de kulturpåvirkede enge.



På mange enge er det et problem at skaffe kvæg til afgræsning og det kan være relevant at prioritere, hvor afgræsningen har størst naturmæssig effekt.

Tabel 2. Naturenge inddelt i kærtyper efter Vinther (1985), med angivelse af dominerende arter og øvrige karakteristiske arter. Vinther kalder alle typerne for kær, men nævner deres hidtidige drift og oprindeligthed. De såkaldte skillearter er angivet i de skraverede felter. I tabellen er der indsat koder for de habitattyper, Vinthers kærtyper i denne rapport vurderes at repræsentere.

Naturtype Angivelse af vurderet habitatnaturtype (H-----)	Artsliste Understregning af dominerende arter	Bemærkninger, drift mv. ifølge Vinther Understregning af tidligere udpræget høslæt drift
Ekstremfattigkær (meget få arter i alt og per arealenhed)		
Arter i ekstremfattigkær, men ikke i højmose:	Star-arter (undtaget dynd-star og tråd-star), græs-arter (undtaget blåtop), bukkeblad, kragefod	
Pors/blåtop-domineret kær (ved oligotrofe søer) H4010	<u>Blåtop</u> , pors, benbræk, tue-kæruld, klokkeløng, mose-bølle, alm. star, hirse star, smalbladet kæruld, langbladet soldug	Ændres til blåtop-eng ved dræning
Tue-kæruld domineret kær	<u>Tue-kæruld</u> , <u>sphagnum</u> , <u>tråd-star</u> , pors, blåtop, klokkeløng, næb-star,	Evt. efter tørvegravning
Næbfrø-domineret kær H7150	<u>Brun næbfrø</u> , <u>hvid næbfrø</u> , dværgstar, liden soldug, liden siv	Evt. efter tørvegravning
Star-domineret kær	<u>Tråd-star</u> , <u>næb-star</u> , <u>sphagnum</u> , <u>dynd-padderok</u> , kragefod, bukkeblad, dusk-fredløs	
<u>Sphagnum</u> -domineret hængesæk H7140	<u>Sphagnum</u> , <u>smalbl. kæruld</u> , <u>næb-star</u> , <u>tråd-star</u> , <u>tranebær</u> , <u>tue-kæruld</u> , bukkeblad, hvid næbfrø, hunde-hvene, klokkeløng, hedeløng, rundbladet soldug, kragefod, dynd-star, blomstersiv	
Overgangsfattigkær		
Arter i overgangsfattigkær, men ikke i ekstremfattigkær:	Plettet gøgeurt, kær-tidsel, alm. fredløs, sump-kællingetand, top-star	
Pors/blåtop-domineret kær (mest i ådale)	<u>Blåtop</u> , <u>pors</u> , <u>benbræk</u> , <u>tue-kogleaks</u> , kattesæk, tranebær, tormentil, eng-viol, hunde-hvene, alm. star, næb-star, hirse-star, stjerne-star, klokkeløng, hedeløng, rundbladet soldug, plettet gøgeurt, kær-tidsel, klokke-ensian, lyse-siv, vandnavle	Høslæt og/eller afgræsning. Har ofte fungeret som 'vandingsseng'
Lyse-siv/mose-bunke-domineret kær	<u>Lyse-siv</u> , <u>mose-bunke</u> , <u>knop-siv</u> , <u>blåtop</u> , tormentil, eng-viol, trævlekrone, hirse-star, alm. star, kær-snerre, vandnavle	Afgræsning
Lavtvoksende soligene kær (trykvbandsbetinget)	<u>Sphagnum</u> , <u>sump-kællingetand</u> , <u>smalbl. kæruld</u> , <u>benbræk</u> , <u>blåtop</u> , alm. hvene, fløjlsgræs, kattesæk, næb-star, stjerne-star, trævlekrone, eng-viol	Høslæt og/eller afgræsning
<u>Sphagnum</u> -domineret hængesæk H7140	<u>Sphagnum</u> , <u>smalbl. kæruld</u> , <u>tranebær</u> , alm. star, dynd-star, næb-star, stjerne-star, grå-star, hirse-star, rundbladet soldug, trævlekrone, kær-tidsel, plettet gøgeurt, tormentil	
Overgangsrigkær		
Arter i overgangsrigkær, men ikke i overgangsfattigkær:	Skede-star, kærstar, krog-næb-star, maj-gøgeurt, blågrå siv, hjertegræs, vild hør, leverurt, kær-høgesæk, vinget perikon, tvebo baldrian.	
Topogene* kær med lavtvoksende vegetation uden dominerende arter H7230	Maj-gøgeurt, engblomme, eng-kabbeleje, vild hør, engkarse, eng-nellikerod, alm. brunelle, krybende læbeløs, trævlekrone, toradet star, alm. star, alm. rapgræs, mose-bunke	Høslæt og/eller afgræsning
Topogene kær domineret af højtvoksende urter med monokultur mosaik H6430	<u>Alm. mjødukt</u> , <u>ladden duekt</u> , <u>alm. fredløs</u> , <u>stor nælde</u> , <u>hyldebladet baldrian</u> , <u>tagrør</u> , <u>kær-star</u> , <u>toradet star</u> , eng-kabbeleje, kær-tidsel, kål-tidsel, angelik, skov-kogleaks, alm. syre	Tilgroningssamfund med opvækst af rød-el og grå-pil

Mose-bunke-domineret kær	<u>Mose-bunke</u> , alm. <u>rapgræs</u> , lyse-siv, alm. syre, ager ranunkel, alm. røllike, fløjlsgræs, ager-tidsel, angelik, alm. mjøddurt	Kulturpåvirket, afgræsning
Topogen/soligen* stor-star-dominerede kær Svarer måske til H7210	<u>Top-star</u> , nikkende star, knippe-star, <u>trindstænglet star</u> , stiv star, tagrør, bredbladet dunhammer, hvas avneknippe, bittersød natskygge, sværtevæld, kær-tidsel, kær-snerre, kær-dueurt, kær-padderok	Tilgroningssamfund evt. <u>høslæt</u> /afgræsning
Bladmosprægede soligene kær (trykvandsbetinget) på hvælvet bund H7230**	<u>Bukkeblad</u> , <u>dynd-padderok</u> , <u>sump-kællingetand</u> , bladmosser som <i>paludella</i> og <i>philonotis fontana</i> , gul stenbræk, kær-høgeskæg, vinget perikum, kær-tidsel, kær-padderok, leverurt, hjertegræs, maj-gøgeurt, alm. mjøddurt, blågrå siv	<u>Høslæt</u> og/eller afgræsning
Soligene kær (trykvandsbetinget) med højt voksende vegetation	<u>Dynd-padderok</u> , alm. <u>mjøddurt</u> , <u>lyse-siv</u> , <u>top-star</u> , sump-kællingetand, kær-tidsel, bukkeblad, kær-høgeskæg, lådden dueurt, dunet dueurt, vand-mynte, grå-pil, dun-birk, rød-el	Tilgroningssamfund af bladmosprægede soligene kær
Ekstremrigkær (kalkkær) (mange arter i alt og med 20-30 arter per m²)		
Arter i ekstremrigkær, men ikke i overgangsrigkær:	Rust-skæne, sort-skæne, mygblomst, pukkellæbe, langakset trådspore, sump-hullæbe, butblomstret siv, melet kodriver	
Topogene kær med lavt voksende vegetation og bladmosser H7230**	Vibefedt, kødfarvet gøgeurt, maj gøgeurt, fåblomstret kogleaks, tvebo star, krogneab star, bladmosser, Én-flere af følgende: Sump-hullæbe, mygblomst, pukkellæbe, langakset trådspore, melet kodriver, rust-skæne, sort skæne, butblomstret siv	<u>Høslæt</u> og/eller afgræsning
Topogene kær med højt voksende vegetation H7210	Butblomstret siv, hvas avneknippe, alm. <u>mjøddurt</u> , vibefedt, kødfarvet gøgeurt, maj gøgeurt, fåblomstret kogleaks, tvebo star, krogneab star	Tilgroningssamfund af lavt voksende topogene kær
Mosprægede soligene kær (trykvandsbetinget) med hvælvet bund og bladmosser H7230**	Bukkeblad, vinget perikum, blågrøn star, hjertegræs, kær-høgeskæg, bredbladet kæruld, kødfarvet gøgeurt, sump hullæbe, gul stenbræk, maj gøgeurt, leverurt, butblomstret siv og bladmos (<i>paludella squarrosus</i> , <i>philonotis fontana</i>)	<u>Høslæt</u> og/eller afgræsning
Soligene kær (trykvandsbetingede) med højt voksende vegetation	<u>Butblomstret siv</u> , <u>top-star</u> , alm. <u>mjøddurt</u> , <u>dynd-padderok</u> , vorte-birk, dun-birk,	Tilgroningssamfund af mosprægede soligene kær

*) Topogen vandmætning omfatter arealer med et højtliggende, mere eller mindre plant grundvandsspejl, hvor der kun er svag bevægelse i vandet. Soligen vandmætning er knyttet til områder med mere kuperet terræn, hvor grundvandsspejlet nogenlunde følger terrænformerne og ofte skærer jordoverfladen på siden eller ved foden af bakkerne, ofte med udsivende vand i kraftig bevægelse (Jensen, 1970).

**) H7230 (Rigkær eller Alkalisk lavmose) dækker noget bredere end plantelisten af lavt voksende ekstremrigkærarter angiver. Typen indeholder således også visse overgangsrigkær.

Engtyperne og deres arter opdelt efter DANVEG ud fra vegetation, vand- og jordbundsforhold

DANVEG klassifikationen (<http://www.DMU.dk>) (DMU-VIBI, 2004) er udarbejdet på grundlag af en klassifikationsanalyse af eksisterende gamle data – publicerede såvel som ikke publicerede. I databasen indgår desuden nyere data fra enge fordelt over hele landet. En oversigt over naturtyperne med vurdering af engtypernes vand- og jordforhold er vist i tabel 3. DANVEG typerne er som følge af klassifikationen opdelt efter trofegrad og med kalkkær udskilt som en særlig type, som introduceret af Hald og Petersen (1983) for inddeling af naturtyper i sydsjællandske moser.

Ifølge DANVEG klassifikation strækker engtyperne sig over hele spektret fra naturligt oligotrofe til naturligt eutrofe typer og med varianter baseret på kalk. Alle kalkkær er væld. Kulturprægede enge er adskilt som en gruppe for sig selv. Her er der ingen påvirkning fra trykvand. Hvis der har været trykvand engang, drænes det nu så dybt af, at det ikke længere præger overfladens vegetation.

De meso-eutrofe DANVEG kær indeholder både vældtyper og typer, der er drænede, men med naturlig vegetation. De meso-eutrofe vælds vegetation angiver, at de ofte er blevet meget våde af noget stagnerende vand (i kombination med mere eller mindre driftsophør). De ikke væld-baserede typer er enten noget afdrænede (som DANVEG typerne nr. 56, 58, 60 og 61), eller forsumpet (som DANVEG typerne nr. 53, 54 og 57) (tabel 3). De kan være druknede som følge af tørvesætning efter tidligere afdræning og efterfølgende forsumpning med ophørt drift.

Blandt de oligotrofe DANVEG-typer er kun én baseret på trykvand (DANVEG type nr. 49). Dertil kommer DANVEG type nr. 64 (sandsynligvis fejlagtigt klassificeret i DANVEG blandt kalkkær). De øvrige er stresset produktionsmæssigt ved den lave næringsstatus. De har overlevet som type på grund af sønærhed og som naturtyper i heder. Mens mange af de oligotrofe DANVEG typer er udpeget som habitat naturtyper (jf. habitat naturtype numre tilføjet til tabel 3), er DANVEG meso-eutrofe kær i mindre omfang og de kulturprægede enge slet ikke dækket ind af habitatnaturtyperne.

Eng typerne og deres arter opdelt efter habitatnaturtyper på fersk, fugtig bund ud fra vegetation, vand- og jordbundsforhold.

Med udgangspunkt i informationer hentet i Kriterier for Gunstig Bevaringsstatus (KGB) (Søgaard m.fl. 2003) og i Danske naturtyper i et europæisk Natura 2000-netværk (Miljø- og Energiministeriet / Skov- og Naturstyrelsen 2000) er de ferske habitatnaturtyper på fugtig bund anført i tabel 4 sammen med deres kår- og driftsmæssige forudsætninger for gunstig bevaring, som det er vurderet af forfatterne til KGB (Søgaard m.fl. 2003). Habitat naturtypernes jordforhold er bl.a. beskrevet ud fra deres næringsniveau – reelt i form af lavt næringsniveau i jorden eller fysiologisk som resultat af højt kalkindhold i jorden. (<http://www.sns.dk/natura2000>) (Miljø- og Energiministeriet/Skov- og Naturstyrelsen, 2000).

De ferske habitatnaturtyper dækker især områder med kalkholdigt trykvand eller områder med meget næringsfattige forhold. Sidstnævnte gruppe stemmer bedst overens med DANVEG naturtyperne på våd, oligotrof, fersk bund. Nogle af habitattyperne er pionervegetation på ny mineralbund.

Habitatnaturtyperne er de naturtyper, som EU finder det væsentligt at bevare i en gunstig tilstand i fremtiden for det europæiske fællesskab. De er derfor udpeget på grundlag af en europæisk skala. Ikke alle danske ferske naturtyper med oprindelig vegetation er medtaget, som det fremgår af tabel 2 over Vinthers kærttyper og tabel 3 over DANVEG naturtyperne. For de særligt prioriterede habitattyper, som f.eks. H7210 kalkrige moser og sumpe med hvas avneknippe, gælder, at de skal bevares, hvor de forekommer, men disse typer er fåtallige i Danmark. For de øvrige habitatnaturtyper – herunder H7230 rigkær (ekstremrigkær og visse overgangskær) gælder, at det kun er de lokaliteter, der er beliggende inden for Natura 2000-områderne (dvs. områder udpeget som EU-habitatområder og/eller EU-fuglebeskyttelsesområder), der er sikret en særlig bevågenhed med hensyn til gunstig bevaring.

Ethvert nyt projekt eller ny plan i eller i omegnen af habitatområder skal vurderes i forhold til om disse aktiviteter forringer bevaringstilstanden i habitatnaturtyperne. Uprioriterede naturtyper skal holdes fri for opvækst af træer og buske ifølge lov om drift af landbrugsjorder. Derudover er de kun beskyttet af naturbeskyttelsesloven, der beskytter mod intensivering, men ikke mod driftsophør eller påvirkning med næringsrigt grundvand.

Alle de afledte engtyper, der har ændret karakter på grund af landbrugsmæssig påvirkning ud over græsning, dvs. mere eller mindre kulturpåvirkede enge – eller enge, der på anden måde har været påvirket af ændret vandregime er *ikke* habitatnaturtyper. Det gælder især de enge, der befinder sig i ådalene. Habitattyperen rigkær (kalktrykvandsvæld) befinder sig primært i områder med overfladisk kalk (tidligere havbund i det nordlige Danmark) eller ved kysterne, hvor kalkholdigt grundvand kommer til overfladen. Nogle 'ekstremrigkær' forekommer også i indlandsområder med trykvand fra dybere liggende lag – for eksempel i ådale. Som ikke-prioriteret naturtype er de ikke sikret bevaring uden for habitatområderne. Både ikke-prioriterede habitatnaturtyper uden for habitatområderne og de øvrige mange engtyper, som befinder sig uden for habitatområderne, er derfor ikke sikret en bevarende drift i fremtiden. Som det fremgår af afsnit 2.3 er kun ca. 25 % af de ferske enge, der er beskyttet af naturbeskyttelsesloven, beliggende inden for Natura 2000-områder.

Nogle af de meget våde habitattyper, der har trykvand, bør afgræsses ifølge Kriterier for Gunstig Bevaringsbetingelser (Søgaard m.fl. 2003). Hvis der ikke er fast bund kan de oftest først afgræsses sent på sæsonen. Produktionsniveauet er normalt lavt på grund af de oligotrofe forudsætninger eller kalkens produktionsstressende karakter, dvs. forholdene er fysiologisk oligotrofe. Det kan evt. sikre en gunstig bevaring trods sen afgræsning. De ferske englokaliteter, der er baseret på trykvand, vil typisk udgøre mindre arealer, der kun kan opretholdes med drift, hvis driften udføres sammen med tilstødende arealer. Det gælder habitat naturtyperne såvel som alle andre små ferske enge.

Tabel 3. DANVEG vegetationstyper på ferske engarealer inddelt ud fra naturtype, vand- og jordbundsforhold for (www.dmu.dk). Der er indsat de til typerne svarende habitatnaternumre, som DANVEG naturtyperne i nærværende rapport vurderes at repræsentere.

Vandforhold ifølge DANVEG	Jordbundsforhold ifølge DANVEG
1: tør 2: fugtig 3: temporær våd 4: permanent våd 5: permanent vanddækket v: væld ?: usikker oplysning	Der er taget udgangspunkt i om der er noteret tørv. Hvis ikke da efter følgende liste: tørv/dynd/gytje/sand/ler ?: ej oplyst

DANVEG naturtype på fersk grundvandspåvirket bund:	Habitat natur type (Vurderet)	Vand forhold	Jordbundsforhold	Arter Opstillet i rækkefølgen af deres aftagende konstans*, idet arter med konstans >= 40 er medtaget.
Kalkkær				
62. Hvas avneknippe	H7210	v4-v5	gytje	Ingen arter listet i DANVEG
63. Butbl. siv – blågrøn star – kær	H7230**	v2-v3	tørv	Blåtop, tagrør, blågrøn star, hjortetrøst, hirse-star, rød svingel, kær-trehage, krogneb-star, tormentil
64. Næbstar/dyndstar -skorpionsmos-kær***		v3-v5?	tørv	Næb-star, smalbladet kæruld, grenet star, dynd-star, hundehvene, kær-snerre, kragfod, bukkeblad, skorpionsmos, smalbladet ærenpris
Kultureng (kulturpræget eng)				
65. Alm. kvik/ager-tidsel-kultureng		1-2	sand/ler	Alm. kvik
66. Alm. rajgræs/hvid kløver-kultureng		1-2	sand/ler	Alm. rajgræs, mælkebøtte, hvid-kløver, hønsetarm, alm. rapgræs
67. Lav ranunkel/almindelig rapgræs-kultureng		1-2	gytje/sand/ler	Lav ranunkel, alm. rapgræs, fløjlsgræs, mælkebøtte
68. Mose-bunke-kultureng		1-2	gytje/sand/ler	Mose-bunke, lav ranunkel, fløjlsgræs, alm. rapgræs
69. kryb-hvene/knæbøjet rævehale-kær		3-4	gytje/sand/ler	Kryb-hvene, knæbøjet rævehale
Meso-eutrof kær				
50. Tagrør/bittersød natskygge-kær		3-5	tørv	Tagrør, bittersød natskygge, svætevæld
51. Høj sødgræs-kær		v4-v5	tørv	Høj sødgræs
52. Manna sødgræs-kær		v3-v5	?	Manna-sødgræs, alm. sumpstrå, liden siv
53. Dynd-padderok-kær		4-5	tørv	Ingen arter listet i DANVEG
54. Stiv-star-kær		3	tørv	Stiv-star, tagrør, kær-snerre
55. Top-star-kær		v4	?	
56. Rørgræs-kær		2-3	dynd/gytje	Rørgræs, lav ranunkel
57. Nikkende star-kær		3-4	dynd/gytje	Ingen arter listet i DANVEG
58. Eng-rørhvene-kær		2-3	tørv	Eng-rørhvene, dynd-padderok, kær-snerre
59. Sump-kællingetand/ dynd-padderok-kær	Måske H7230**	v4	dynd/gytje	Dynd-padderok, rød svingel, næb-star, sump-kællingetand, alm. syre, kær-tidsel, fløjlsgræs, trævlekrone, alm. rapgræs, kragfod, eng-kabbeleje
60. Lyse-siv/kærtidsel-kær		2-3	tørv	
61. Alm. mjødurt-kær		2-3	?	Alm. mjødurt, alm. rapgræs, kærtidsel

Oligotrof kær				
40. Hvid-næbfrø-kær	H7140	5	tørv	Ingen arter listet i DANVEG
41. Smalbladet kæruld-kær		4-5	tørv	<i>Sphagnum fallax</i> , tranebær, smalbl. kæruld, rundbladet soldug, næb-star
42. Liden siv/tvepibet lobelie-kær	H3110/ H3130	5	sand	Liden siv, næb-star, tvepibet lobelie, mangestænglet sumpstrå, kortsporet blærerod
43. Liden siv/hunde-hvene/sphagnum spp.-kær		3	sand	Liden siv, smalbl. kæruld, <i>sphagnum cuspidatum</i> , hunde-hvene, alm. star, vandnavle, mangestænglet sumpstrå
44. Strandbo/tvepibet lobelie-kær	H3110/ H3130	5	sand	Strandbo, tagrør, vandnavle, liden siv, alm. sumpstrå
45. Næb-star-kær/sphagnum-kær		4-5	tørv	Ingen arter listet i DANVEG
46. Tråd-star-kær		4-5	tørv	Grenet star, tråd-star, <i>aulacomnium palustre</i> , dynd-padderok, bukkeblad, kragefod, rosmarin-pil, blomstersiv, <i>sphagnum fallax</i> , <i>sph. teres</i> , tranebær
47. Tue-kæruld/hedelyng-kær		3-4	tørv	Tranebær, hedelyng, tur-kæruld, <i>sphagnum fallax</i> , <i>Aulacomnium palustre</i> , smalbl. kæruld, revling, <i>Pleurozium schreberi</i>
48. Alm. star/hirse-star-kær	H7230**	2-3	tørv	Alm. star, hirse-star, <i>ptilidium ciliare</i> , <i>dicranum scoparium</i> , blåtop, klokkeling, <i>Hyphnum cupressiforme</i> , smalbl. kæruld, <i>Cladonia portentosa</i> , <i>Cladonia squamosa</i> , <i>Cladonia unicalis</i> , <i>Pleurozium schreberi</i> , <i>Racomitrium lanuginosum</i> , <i>Hyphnum imponens</i> ,
49. Pors/blåtop-kær		v3-v4	sand	Smalbl. kæruld, blåtop, <i>sphagnum auriculatum</i> , alm. star, mose-pors, hirse-star, klokkeling,

*Konstans betyder at arten er fundet i den givne procentandel af lokaliteter inden for denne gruppe af DANVEG.

**H7230 (Rigkær eller Alkalisk lavmose) dækker noget bredere end plantelisten af lavtvoksende ekstremrigkærarter angiver. Typen indeholder således også visse overgangsrigkær.

*** Bemærkning: DANVEG type nr. 64 er baseret på analyser af Rådensig Kær i Skjernå-dalen. Typen er i DANVEG placeret sammen med Kalkkær. Det kan skyldes en fejlbestemmelse af mosset (Scorpionmos) (Rasmus Ejernæs personlig meddelelse). Der er tale om et trykvandsbetinget oligotroft/mesotroft samfund og typen burde have været placeret sammen med de oligotrofe kær.

Tabel 4. Enge, der er habitatnaturtyper, som beskrevet i Miljø- og Energiministeriet / Skov- og Naturstyrelsen (2000) og i Søgaard m.fl. (2003).

Habitat-naturtyper (p): prioriterede typer (Bilag I typer)	DANVEG type nr. / Beskrevet af Vinther	Vand forhold	Jordbunds forhold	Karakteristiske arter og andre arter, der er med til at definere naturtypen	Drift foreslået i KGB*
Naturlig eller delvis naturlig græsvegetation					
H6410 Tidvis våd eng på mager eller kalk- holdig bund, ofte med blåtop		Sving- ende	Kalkrig, blottet tørv eller sand, næringsfattig	<u>Kalkrig bund:</u> Blåtop, pilealant, strand- nelleke, seline, engskær og kantbælg <u>Kalkfattig bund:</u> Blåtop, eng-viol, rank viol, sump snerre, knop-siv, soløje-alant, slangetunge, kær-høgeskæg, mangeblomstret frytle, opret potentil, liggende potentil, sump-kællingetand, bakke-nelleke, bleg star	Ekstensiv afgræsn./ slåning
Lavmoser					
Sure moser og tørvemoser					
H 7140 Hængesæk og andre kærsamfund dannet flydende på vand	Vinther	Sving- ende	Tørvehænge- sæk, lavt nærings niveau	Hvid næbfrø, næb-star, tråd-star, blomstersiv, dynd-star, fin kæruld, trindstænglet star, hjertelæbe, mygblomst, brun næbfrø, eng-troldurt, <i>Sphagnum</i> - arter (<i>S. papillosum</i> , <i>S. angustifolium</i> , <i>S.</i> <i>subsecundum</i> , <i>S. fimbriatum</i> , <i>S. riparium</i> , <i>S. cuspidatum</i>), karakteristiske bladmoser inkl. <i>Scorpidium scorpidoides</i> , <i>Calliergon giganteum</i> , <i>Drepanocladus</i> <i>revolvens</i> , <i>Campylium stellatum</i> og <i>Aneura pinguis</i>	-
H7150 Plantesamfund med næbfrø, soldug eller ulvefod på vådt sand eller blottet tørv	Vinther	Sving- ende	Blottet tørv eller sand, lavt nærings- niveau	Hvid næbfrø, brun næbfrø, liden soldug, rundbladet soldug, liden ulvefod	-
Kalkrige lavmoser					
H7210 (p) Kalkrige moser og sumpe med hvas avneknippe 270 ha/ 32 stk. indberettet inkl. typer af <i>Caricion</i> <i>davalliane</i> (DMU 322)	62 Vinther	Tryk- vand	Kalkholdig bund, lavt nærings- niveau	Hvas avneknippe	-
H7220 (p) Kilder og væld med kalkholdigt (hårdt) vand – dannelse af kildekalk <i>Cratoneuron com- mutaum</i> 103 ha/36 stk. indberettet (DMU nr. 322)		Tryk vand	Humusjord med kildekalk dannelse, lavt nærings- niveau	Vibefedt, langakset star, krogneab star, elfenbens-padderok, karakteristiske moser inkl. <i>Catoscorium nigrum</i> , <i>Cratoneuron commutatum</i> , <i>C. filicinum</i> , <i>Eucladium verticillatum</i> , <i>Gymnostomum</i> <i>recurvistrum</i> , <i>Drepanocladus vernicosus</i> , <i>Philonotis calcarta</i> , <i>Scorpidium revolvens</i> , <i>S. crossoni</i> , <i>Cratoneuron decipiens</i> og <i>Bryum pseudotriquetum</i> . vandkarse, sideskærm, milturter, vinget perikon	Evt. ekstensiv afgræsn.
H7230 Rigkær (ekstremrigkær, overgangsrigkær) <i>Caricion davalliane</i> H7230 (Rigkær eller alkalisk lavmose) dækker bredere end plantelisten af lavt voksende ekstremrig- kær arter angiver. Typen indeholder bl.a. visse overgangsrigk.	63 Vinther	Tryk vand	Humusjord med kalkholdigt grundvand, lavt nærings- niveau	<u>Karakteristiske arter:</u> Sort skæne, rust- skæne, bredbladet kæruld, karakteristiske bladmoser, star-arter (alm, hirse-, loppe-, tvebo, håret, krogneab, grøn, høst, dværg, gul, stjerne, skede, blågrøn, næb, top, hare) <u>Supplerende arter:</u> Butblomstret siv, kødf. gøgeurt, purpur gøgeurt, mygblomst, pukkellæbe, sump-hullæbe, vibefedt, melet kodriver, fladtrykt kogleaks, fåblomstret kogleaks, leverurt <u>Tilgrøningsstadier af typen:</u> Kær-svovlrod, hjortetrøst, eng-rørhvene, tagrør	Afgræsn./ høslæt

*KGB: Kriterier for Gunstig Bevaringsstatus.

Plantearter på ferske enge.

Mange plantearter er hjemmehørende på danske enge, og er knyttet til forskellige engtyper. Af den danske floras 1050 hjemmehørende karplante arter (taxa) har ca. 215 hjemmehørende plantearter deres levested på danske enge i følge Dansk Feltflora (Hansen, 1991). I floraen er beskrevet, hvorledes disse plantearter lever på forskellige engtyper: 28 arter har dyndeng som deres 1., 2. eller 3. habitat. 67 arter har tilsvarende vældmose og 184 arter har "øvrige enge" som deres habitat. "Øvrige enge" dækker engtyper beskrevet i Dansk Feltflora: "ferskeng", "tøreng", "skoveng", "tørveeng", "kalkeng".

Plantearter på ferske enge kan inddeles i arter knyttet til dyndeng, til vældeng eller til "øvrige enge", der omfatter: "ferskeng", "tøreng", "skoveng", "tørveeng" og "kalkeng" i Dansk Feltflora. Planternes primære voksested kan beskrives ved deres Ellenberg værdier, primært Ellenberg-N (produktivitet) og Ellenberg-F (fugtighed).

Boks 1. Ellenberg-N og Ellenberg-F værdier

En arts Ellenberg-N værdi er et udtryk for artens forekomst på næringsstofgradienten, fra meget næringsfattigt til stærkt eutrofieret. Ellenberg-N værdi er således et samlet udtryk for tilgængelighed af N, P og K på de lokaliteter, hvor arten gror og under forhold, hvor andre faktorer ikke stresser. Tilsvarende er artens Ellenberg-F et udtryk for fugtigheden på de lokaliteter, hvor arten forekommer. N- og F-værdierne er middelværdier, der er udtryk for en større eller mindre spredning. Intervallerne for de enkelte arters middelværdi afhænger i høj grad af driftspåvirkning og andre faktorer, som lys mv. I tabellen er Ellenbergs beskrivelse af værdierne kombineret med kårbeskrivelser. De ikke nævnte værdier har en intermediær betydning af værdien før og efter. Umiddelbart tager Ellenberg-F ikke højde for trykvand, som i væld, men beskrivelsen af værdien 8 svarer til forholdene i væld. Forhold med stagnerende vand er beskrevet med Ellenberg-F værdi på 9. I en tysk undersøgelse er det fundet at rødlistearter kun forekommer, hvor den gennemsnitlige Ellenberg-N værdi er ≤ 5 og kærarter kun forekommer ved en gennemsnitlig Ellenberg-F værdi på 7-9 (Rosenthal, 2003).

Værdi	Ellenberg-N	Værdi	Ellenberg-F
Værdi 1-9		Værdi 1-12	
1	Ekstrem fattig på næring	1	Ekstrem tørt
3	Mere eller mindre fattig på næring/ oligotrof	3	Tørbundsindikatorer
5	Middel næringsniveau/ mesotrof	5	Fugtigbunds indikatorer
7	Rig på næring/ eutrof	7	Våd-bunds indikatorer
8		8	Våd-bunds indikatorer/ væld
9	Ekstrem rig på næring/ eutrofieret	9	Sump, vandmættet, mest iltfattigt
		10	Tidvis oversvømmet, amfibisk
		11	Vandplanter med luftblade, akvatisk
		12	Undervandsplanter, akvatisk

Skraveringer i tabellen angiver de værdier inden for hvilke rødliste arter (truede arter) kan forekomme (Rosenthal 2003). Det betyder, at rødliste arter kun forekommer ved lav produktivitet på næringsfattig bund og ved middelfugtighed og i væld.

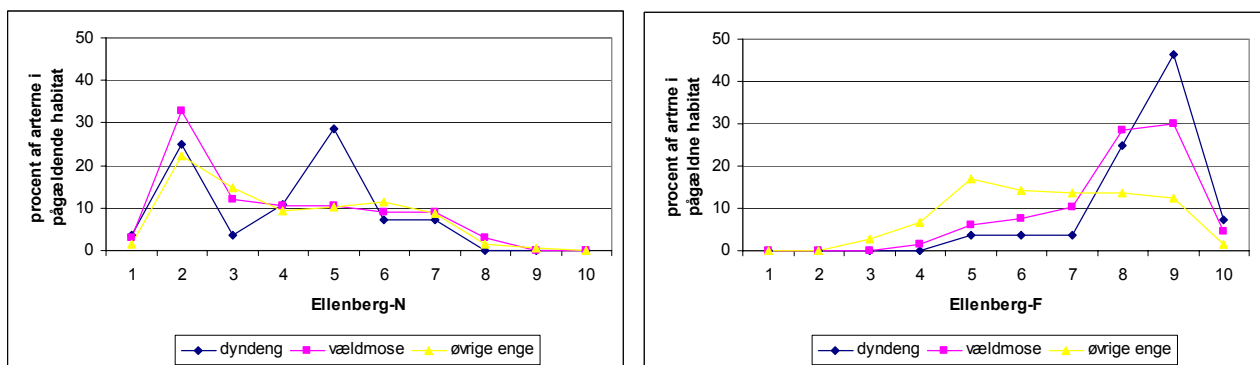


Fig. 1. Af den danske floras 1050 hjemmehørende karplante arter har ca. 215 deres levested på danske enge, i følge Dansk Feltflora (Hansen, 1991). Disse plantearter er mere eller mindre knyttet til forskellige engtyper. 28 arter har således dyndeng som deres 1., 2. eller 3. habitat. Tilsvarende for vældmose (67 arter) og øvrige enge (184 arter). Øvrige enge dækker engtyper beskrevet i Dansk Feltflora som "ferskeng", "tøring", "skoveng", "tørveeng", "kalkeng". I figuren vises fordelingen af arter, der har henholdsvis dyndeng, væld og 'øvrige enge' som deres 1., 2. eller 3. habitat på de forskellige Ellenberg værdier. Det anvendte datasæt er fremstillet af Peter Wind (personlig meddelelse).

Det bemærkes at nogle arter har flere af de nævnte biotoper som levested. Plantearterne har forskellige præferencer med hensyn til økologiske gradienter, med næringsforhold og vandforhold som de mest betydende. Planternes forekomst i forhold til disse gradienter kan beskrives ved deres Ellenberg værdier (Ellenberg m.fl., 1992). Ellenberg-N værdier er oprindelig knyttet til planternes tilførsel af mineralsk kvælstof, men Ellenberg-N værdier er bedre korreleret med produktion end tilført kvælstof, og synes således bedre beskrevet som produktivitets værdier (Hill & Carey, 1997; Schaeffers & Sykora, 2000). Ellenberg-F værdier indikerer, hvor fugtigt det er på artens voksested. Flere detaljer om Ellenberg værdierne er vist i Boks 1.

Fordeling på Ellenberg-N værdi (næringsstofgradient, skala 1-9) og F-værdi (fugtighedsgradient, skala 1-12) af de arter, der har henholdsvis dyndeng, vældmose og 'øvrige enge' som deres 1., 2. eller 3. habitat er vist i fig. 1. En høj andel af de arter, der forekommer i dynd- og vældmose, har en klart højere Ellenberg-F værdi end arter, der forekommer på øvrige enge. Mange engarter har en Ellenberg-F værdi på 8 og 9. Derimod har relativt få engarter en Ellenberg-N værdi på 6 og derover. Alle tre typer af enge har en særlig høj forekomst ved Ellenberg-N værdi på 2. Arter tilknyttet 'dyndenge' har relativt mange arter med en Ellenberg-N værdi på 5. Arter tilhørende 'øvrige enge' er mest jævnt fordelt på gradienterne mht. både fugtighed og produktivitet.

2.2 Det potentielle engareal

Ud fra gamle kortoptegnelser er lavbundsområdernes udbredelse umiddelbart efter 1900 blevet vurderet. Madsen og Holst (1987) skønnede at ca. 670.000 ha svarende til ca. 19 % af Danmarks totale areal, potentielt var lavbundsarealer (inklusive de eksisterende § 3 arealer af ferske enge på godt 100.000 ha, mose og kær på ca. 90.000 ha og strandeng

på godt 40.000 ha, ifølge Wilhjelmudvalget, 2001). Mange af de lavbundsarealer, der er drænet væk gennem årtiers dræning efter de gamle kortlægninger, vil formodentlig kunne genskabes. For det potentielle lavbundsareal er ca. 57 % vurderet som sandede jorde, ca. 31 % som humusrige jorde og ca. 12 % som lerede jorde (Madsen & Holst, 1987). En betydelig del af arealerne er beliggende i ådale.

2.3 Status over engenes tilstand og drift i dag

Ferske enge, registreret af amterne som led i kortlægning af § 3 områder, udgør 102.154 ha (tabel 5). Der er ikke en skarp grænse mellem § 3 enge og § 3 moser, og en del af de ca. 90.000 ha, der er registreret som § 3 moser, er formentlig enge, hvor driften er meget ekstensiv eller helt ophørt.

Hovedparten af de ferske enge er privatejede og kun omfattet af beskyttelse iht. § 3, ca. 12 % af engene er fredede og/eller offentligt ejede, mens knapt 25 % af de ferske enge er beliggende i Natura 2000-områder. Hovedparten af engene (75 %) er således beliggende uden for Natura 2000-området og uden sikkerhed for en hensigtsmæssig drift (tabel 5).

75 % af § 3 ferske enge ligger udenfor Natura 2000-området og har ikke sikkerhed for en hensigtsmæssig drift.

På ca. 80 % af de enge, der er uden plejeret for myndighederne, vurderer amterne at driften er uhensigtsmæssig. Oplysningerne er baseret på spørgeskemaundersøgelse i amterne, og svarene omfatter et skøn over ca. 50 % af engarealerne (Buttenschøn, 2001). I den seneste revision af SFL områder fra 2004, der i langt højere grad end tidligere omfatter § 3 områderne, er der åbnet mulighed for MVJ tilskud til en bevarende drift af disse arealer. Ligeledes er der gennem tilskud til etablering af græsningsselskaber og udarbejdelse af naturplaner incitamentet til en øget ekstensiv drift af engarealer. Herved kan omfanget af enge under en uhensigtsmæssig drift være reduceret. Der er jævnligt administrative ændringer, som på forskellig vis kan influere på disse forhold.

Tabel 5. Fordeling af § 3 ferske enge på 1)statsejet, 2)privatejet og fredet, 3)privatejet udenfor fredning samt angivelse af hvor stor en andel, der er beliggende i Natura 2000-områder (både statsejet og privat). Hektarangivelserne er baseret på GIS analyser af kort over § 3 områder (udarbejdet af amterne og redigeret af DMU) samt miljøministeriets databaser over fredninger, statsejede areal og habitatområder. Kilde: Hav- og Habitatkontoret, SNS 2004.

	Areal i ha	Areal i %
Statsejet § 3 eng	3.530	3
Privatejet, fredet § 3 eng	9.089	9
Privatejet § 3 eng udenfor fredning	89.535	88
Samlet § 3 ferske enge	102.154	100
Beliggende i Natura 2000-område	25.182	25

Tabel 6. Gruppering af enge efter størrelse på baggrund af amternes § 3 kortlægning. Der er i alt 25.938 englokaliteter. Heraf er de 21.198, svarende til 82 %, på under 5 ha (Rapport fra Aavang-gruppen, Wilhjelmudvalget, 2001).

Størrelse (ha)	% af antal	Antal
<1	37	9.639
1-5	45	11.559
5-10	10	2.653
10-50	7	1.925
50-100	0	107
100 - 500	0	52
500 - 1000	0	2
>1000	0	1

Mange af engene er tilmed små og ligger spredt i landskabet. 82 % af lokaliteterne er således mindre end 5 ha (tabel 6). Hertil kommer at mange af engene yderligere er opdelt som følge af ejerstrukturen.

Fragmentering af engene er sammen med ejendomsstruktur en væsentlig barriere for at få etableret og fastholdt en hensigtsmæssig drift af engene.

Ifølge Andersen (2001) drives ca. 15 % af § 3 registrerede enge med omlægning, mens 76 % gødskes. Som gennemsnit gødskes de ferske enge med 144 kg N/ha/år. Tallene er baseret på 2.500 spørgeskemaer til landmænd i hele landet, hvoraf 2.157 har svaret. Der kan dog være forskydninger i driftsforholdene siden undersøgelsen blev foretaget.

En stor del af de græsnings enge, der i dag drives med gødskning, har formentlig også været omlagt tidligere. Mange enge, der i dag drives uden gødskning og omlægning eller som henligger uden drift har ligeledes været omlagt og/eller gødsket tidligere.

Fremover kan den nye landbrugslov med rydningspligt på landbrugspligtige arealer og nye regelsæt for tilskud have forskellige effekter på driften af de ferske enge. Kun fremtiden kan vise, hvor tilskud til drift vil blive givet, og hvilken effekt det har på naturen i engene. Det er også uvist, i hvilket omfang der vil være græssende dyr nok til naturplejen.

En stor del af engjordene har været drænet mere eller mindre. Dræningen indebar at kær blev til eng, at enge kunne omlægges eller eventuelt inddrages i omdriften samt at tilgrænsende arealer blev mere dyrkningssikre. I midten af 1800-tallet blev mange åbne drængrøfter udskiftet med drænrør, hvilket betød, at det drænedes landbrugsareal steg fra knap 2 % til 26 % i 1907 (Fritzboeger, 1998). Ved at dræne med drænrør frem for åbne grøfter blev der opnået en reduktion i udtagne arealer, besparelse i arbejdstid og jordbearbejdningen kunne udføres på et tidligere tidspunkt med større og mere stabile høstudbytter til følge. Ved afgræsning på humusjord kræves at vandstanden som minimum holdes 30 cm under terræn for at undgå optrampning af jorden. Afhængig af driftsform og evt. næringstilførsel ved oversvømmelse af engene, vil der enten ske en tørveopbygning eller tørvenedbrydning.

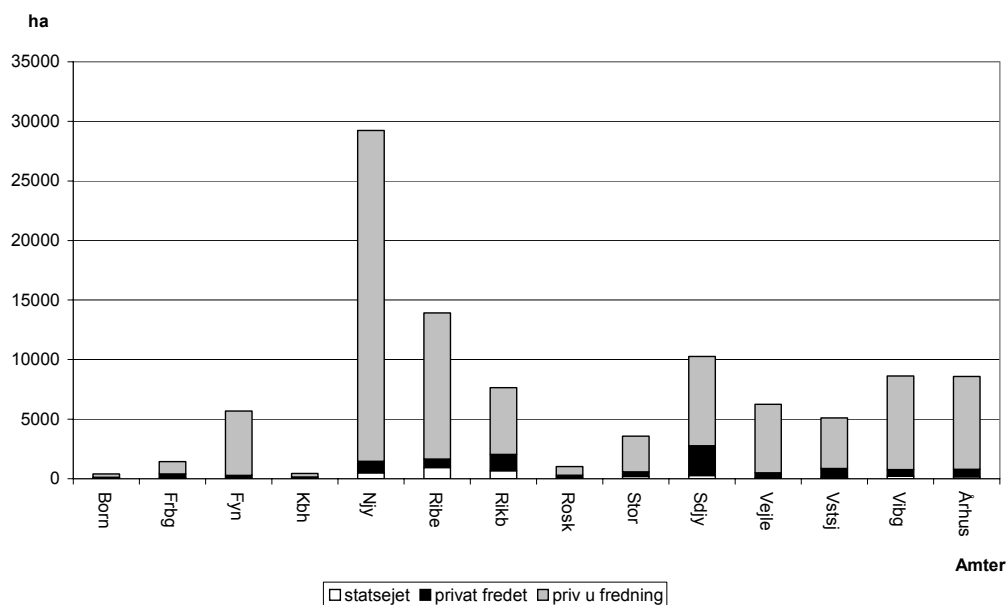


Fig. 2. Fordeling af ferske enge på amter - hovedparten ligger i Jylland, fortrinsvis i Nordjyllands Amt, Ribe Amt og Sønderjyllands Amt (Rapport fra Aavang-gruppen, Wilhelmudvalget, 2001).

Hvor driften har mere intensiv karakter har man regnet med et svind i tørvelag på 1-3 cm per år i de første år efter ny dræning og svindet aftager derefter (McAfee, 1985), men alt i alt har man tidligere regnet med, at der var behov for omdræning efter 15-30 år på sådanne arealer. På sandjord vurderes at et drænsystems levetid er 30-40 år (Djurhus, 1987). Det vil være relevant at undersøge, hvorledes driften i praksis kan tilrettelægges med henblik på en ligevægt i tørveopbygning og tørvenedbrydning.

Arealanvendelse i perioden fra 1861 til 1997 i to sogne i hhv. Himmerland og Hornsherred er beskrevet af Caspersen, Kristensen, Munkholm & Bøcher (1998). Det fremgår af undersøgelsen at engarealerne ikke blev drevet kontinuerligt som enge – nogle var konstante, nogle kom til, andre forsvandt permanent eller for en årrække.

Arealer med græs uden for omdriften er reduceret voldsomt i perioden 1945 til 1990, på landsplan fra ca 600.000 ha til godt 200.000 ha, men er så steget igen til godt 350.000 ha i slutningen af 1990'erne (Danmarks Statistik 1900-1965, 1990, 2000). Opgørelser i Danmarks Statistik er inklusive brak. Alm brak indgår ikke – men 20-årig udtagning mv. indgår.

Det at arealer med græs uden for omdriften er øget, er ikke ensbetydende med høj naturkvalitet, idet de ekstra arealer har været i omdrift. Desuden vil braklægning uden driftsmæssig pleje ikke automatisk resultere i artsrige enge. For overgangskær og rigkær i Slesvig-Holsten er det vist, at disse efter nogle år uden drift er blevet omdannet til eutrofe naturtyper – nogle sågar med ruderat præg (Schrautzer & Jensen, 1998; Jensen & Schrautzer, 1999). Det skyldes bl.a. intern mobilisering af næringsstoffer – især fosfor. De arter, der tager over i løbet af successionen, er højt voksende, produktive arter, der

skygger de meso- og oligotrofe arter ud. Forfatterne til de to nævnte artikler har dokumenteret, at af de 250 naturligt tilhørende arter, var det efter nogle års succession uden drift kun 85 arter som udgjorde vegetationen. Når naturværdierne falder så drastisk, hvor udgangspunktet er artsrige naturenge, er det ikke så svært at forstå, at det kræver en målrettet indsats at fremme naturværdierne, når udgangspunktet er braklagt omdriftsareal på lavbund. Jævnfør i øvrigt afsnit 4.2.

Langt hovedparten af engene er under en fortsat påvirkning af dræning, gødskning og/eller omlægning - eller har tidligere været omlagt, gødsket og drænet.

Værdisætning af engene

Enkelte amter har udarbejdet naturkvalitetsplaner for deres § 3 arealer. I Naturkvalitetsplanen for Århus Amt er de enkelte lokaliteter blevet værdisat og målsat ud fra deres naturmæssige værdi. Der er anvendt en tredelt skala til værdisætning og målsætning, med A som højeste værdi og C som laveste. Her har ca. 16 % af de ferske § 3 enge svarende til 1.368 ha ud af i alt 8.500 ha fået tildelt målsætning A, mens 7.077 ha. svarende til mere end 80 % af engene har målsætning B, dvs. "kulturenge, som ikke har været omlagt jævnlige, og som kun gødskes let", mens de resterende ca. 3 % har fået den laveste målsætning C (Århus Amt, 2001).

I Ribe Amt er de ferske enge i den igangværende naturkvalitetsplanlægning fordelt på ca. 47 % kulturenge svarende til 6.424 ha af amtets ferske enge og ca. 53 % naturenge (foreløbige tal oplyst af Natur og Miljø, Ribe Amt). Det skal bemærkes, at der i Ribe Amt er tale om kulturenge i marskområdet. Disse enge har med det rette vandforhold en høj værdi for områdets mange ynglende, fouragerende og rastende fugle.

Generelt har amterne ikke i deres registrering opdelt ferske enge i naturenge og kulturenge. En undtagelse er Nordjyllands Amt, der oplyser, at sondringen mellem natur- og kulturenge i den vejledende registrering fra 1992 blev baseret på tolkning af flyfoto. Der er efterfølgende udtaget en del kulturenge af registreringen efter en konkret vurdering. Kulturengene udgør i dag ca. 69 pct. (19.936 ha) af amtets ferske enge.

Alle enge der opfylder kriterierne efter § 3 i naturbeskyttelsesloven er beskyttet mod mere intensiv drift. Der skelnes ikke mellem natureng og kultureng, men om arealet har været udsat for hyppige omlægninger eller ej. Der er en glidende overgang mellem natureng og kultureng, og en kultureng forventes generelt at have et højere potentiale for at overgå til natureng end et omdriftsareal.

3. Påvirkning af vegetationen gennem gødskning, næringsstofbalance og jordfugtighed

Det er veldokumenteret at den botaniske artstæthed falder med øget produktionsniveau bestemt af tilgængelighed af næringsstoffer i form af gødskning eller indirekte gennem mobilisering internt. Artstætheden falder også ved meget næringsfattige forhold, og der vil være et mellemliggende niveau, hvor artstætheden er størst, som vist i fig. 3 (Grime, 1973). De kulturprægede enge hører hjemme på kurvens højre side. Hvis der skal være plads til en alsidig vegetation, anses det som væsentligt, at produktionen ikke overstiger 4-(6) t tørstof/ha (Oomes, 1992). Derfor vil en gødskning, som resulterer i et højere produktionsniveau end dette, være skadelig for den botaniske naturkvalitet. Gødskning og omlægning fremmer hurtigt, tidligt og højt voksende arter, især græsarter. Herved udkonkurreres øvrige arter, eller de får ikke plads til etablering.

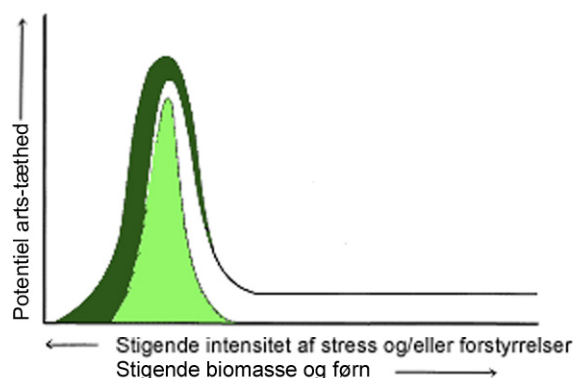


Fig. 3. Model der beskriver effekten af øget stress og/eller forstyrrelse i forhold til den potentielle artstæthed i urteagtig vegetation (efter Grime, 1973). □ konkurrencearter, ■ arter med høj grad af tilpasning til stress ■ arter, der hverken er konkurrencearter eller i høj grad tilpasset stress eller forstyrrelse.

Tilførsel af N og/eller NPK-gødning på enge med en naturlig flora reducerer hurtigt artsrigdom og diversitet i engvegetationen (Tallowin, 1997, Kirkham m.fl., 1996) og undersøgelser har vist, at selv en beskeden gødskning (25 kg N/ha/år) kan have en effekt på artssammensætning på enge på neutral bund efter få års behandling (Mountford m.fl., 1993). I Norge har man desuden konkluderet at det var vigtigt at begrænse brugen af gødning for at bevare de sjældne arter i en høeng (Losvik, 1993).

Også i Danmark er der fundet, at en lav botanisk naturkvalitet på enge med en stor andel af kulturarter var korreleret til et højt niveau af N-gødskning og et højt produktionsniveau (fig. 4). Sådanne arealer var samtidig karakteriseret af et højt niveau af N-mineralisering i jorden og et højt niveau af P i afgrøden (Nielsen m.fl., 2002a; Hald m.fl., 2003).

Selv om vi ønsker flere arealer med høj botanisk naturkvalitet er det urealistisk, hvis der for alle enge stiles mod toppen i Grime's kurve (fig. 3). Set i en større skala er der desuden en højere landskabelig variation med forskellige behandlinger og målsætninger for forskellige engarealer.

Negativ botanisk naturkvalitet Stor andel af kulturarter <u>Korreleret til:</u> Højt produktionsniveau Højt niveau af N-gødsning Høj N-mineralisering i jorden Højt niveau af P i biomassen	Positiv botanisk naturkvalitet Høj diversitet og en stor andel af engarter <u>Korreleret til:</u> Relativ høj sommervandstand* Relativ højt C/N-forhold i jorden Kontinuerlig drift i en årrække Højt K/P-forhold i biomassen
---	---

*Vandstanden skal helst ikke være højere end ca. 30 cm under overfladen, så arealerne kan plejes (afgræsning/slæt). Optimal vandstand er afhængig af jordtype. Hvor der er væld, tåler planterne en højere sommervandstand, idet vandet er i bevægelse. Det er vigtigt at vandet kan komme væk, ellers forsummer vældene.

Fig. 4. Sammenhænge mellem botanisk naturkvalitet og udvalgte indikatorer (efter Hald m.fl., 2003).

3.1. Sammenhænge mellem gødningstilførsel, hydrologi og jordens mineralisering

Sammenhænge mellem vegetations reaktion på gødsning under forskellige jordbundsforhold og drift er kompleks. Effekten af gødsning afhænger af gødningens kemiske sammensætning og jordbundens næringsstatus, men man har ikke en entydig kortlægning af vekselvirkning med hydrologiske forhold, gødningsmængde og driftstype.

Restaurering af naturlige plantesamfund på tørvejord kræver, at man har styr på både næringsstoffer og hydrologi. Dette forhold er bl.a. gennemgået i et review af Van Duren og Pegtel (2000). Efter gennemgang af en række undersøgelser konkluderede de, at næringsstof tilgængelighed ikke er en konstant faktor, men sandsynligvis primært afhængig af fluktuationer i vand niveau og vandkvalitet. Forskellige typer af næringsstofbegrænsning har således været observeret. De beskrevne relationer er illustreret i fig. 5.

Restaurering af våde græsmarkssamfund afhænger af hydrologi og næringsstoffer:

- 1) Det er vigtigt at genoprette de hydrologiske forudsætninger for artsrige enge.
- 2) Derudover må strategien for en genopretning tilpasse sig ønskerne til det individuelle areal og dets potentialer, inkl. følsomhed for næringsstoffer.
- 3) Mange relativt uforstyrrede samfund på tørvejord er karakteriseret af N-begrænsning.
- 4) Fosfor begrænsning for vegetation på tørvejord ses fortrinsvis under specifikke forhold så som ekstremt calcium-rige forhold, høj koncentration af Fe eller som et resultat af dræning eller lang tids høslæts drift.
- 5) Når tørvejord har været drænet tidligere, evt. kombineret med høslæt, vil nogle af planterne have K som begrænsende næringsstof, afhængig af graden af dræning, lerindhold i jorden eller K-indhold i periodisk oversvømmende vand.

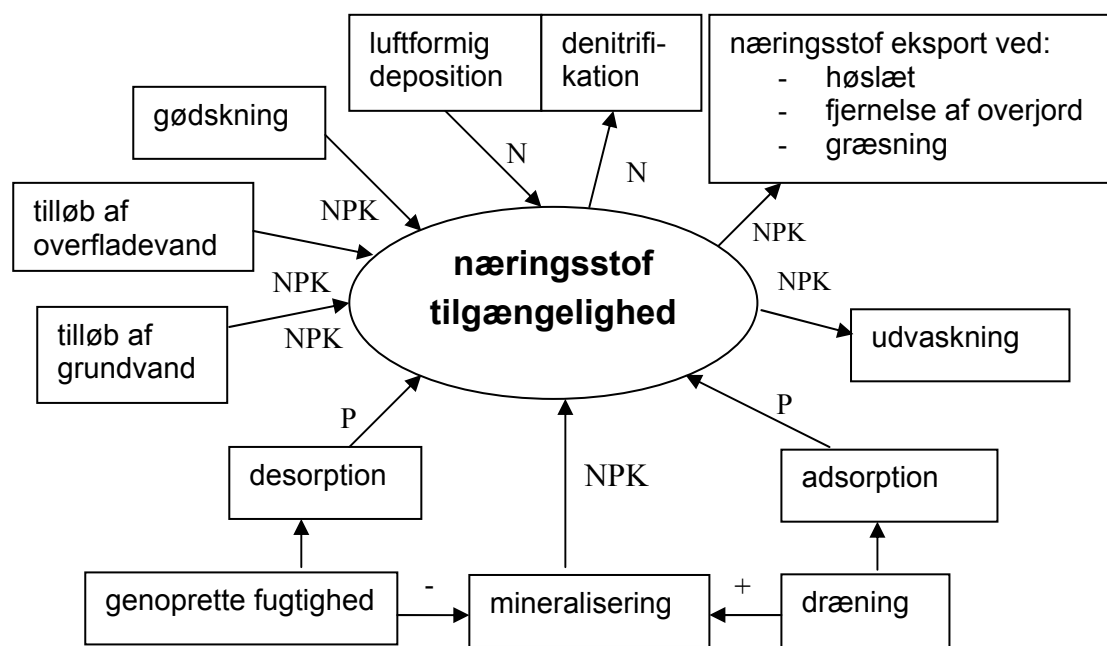


Fig. 5. Faktorer, der påvirker N, P og K tilgængelighed for vegetationen i våde og drænedes tørvejrde (modificeret efter Van Duren & Pegtel, 2000).

Der kan være meget stor forskel på N-procenten i forskellige jorde. For humusjorde ligger N-procenten generet højt. I en undersøgelse af 20 engarealer var indholdet af total N i øverste 1 m jordlag på 0,13-2,6 med 1,0 pct. i gennemsnit. Selv om N-procenten er høj, så kan C/N forholdet også være højt i disse organiske jorde (Nielsen m.fl., 2002a, Hald m.fl., 2003). Efterhånden som mineraliseringen skrider frem ændres C/N fra over 20 til ca. 12. Ved et højt C/N-forhold frigøres kvælstof ikke så let som ved et lavt C/N-forhold.

Lavbundsjordernes N-mineralisering er ligeledes meget varierende. Vurdering af potentiel mineraliseringsrate er undersøgt under standardiserede forhold på 20 engarealer med varierende grad af humusindhold og driftsintensitet (Nielsen m.fl., 2002a). Niveauet var højt sammenlignet med tilsvarende målinger udført på mineraljorde i landbruget (Debosz, 1994), se tabel 7. Jordens afdræningsgrad og næringsstofsammensætning vil afgøre i hvor høj grad jordens potentielle mineraliseringsrate kommer til udtryk.

Betydningen af jordens N-mineralisering kan illustreres ved, at det på nogle arealer har været muligt at høste en afgrøde med et højt N-indhold uden at tilføre N-gødning, men med tilførsel af P og K (tabel 7) (Nielsen & Debosz, 1994). På veldrænedes arealer kunne der høstes over 200 kg N hvor kløver kun udgjorde 0-0,5 pct. af biomassen, og det var derfor ikke N fra bælgeplanternes fiksering, der var årsag til det høje niveau. På et nyomlagt areal blev der tilsvarende høstet over 300 kg N per ha med 22 % kløver i biomassen. Det vurderes, at jordens følsomhed for N-gødning kan være meget varierende. Foderværdien af det høstede materiale er højere ved N-gødskning (se tabel 10).

Tabel 7. Udbytte og N-balance sammenholdt med jordens potentielle N-mineraliserings rate på en veldrænet humusjord ved to N-gødningsniveauer (tilført 50 kg P og 250 kg K per ha) og med 2-3 slæt per år sammenlignet med 20 enge på lavbundsjorde med varierende humusindhold (Efter Nielsen & Debosz, 1994; Nielsen et al., 2002a).

		Udbytte i tørstof tons/ha	N-balance (tilført – fraført)* kg N/ha	Hvidkløver i pct. på tørstofbasis	Jordens potentielle N-mineraliserings rate** kg N/ha/dag
Alder (år) på græsareal:	Kg N gødning per ha:				
2	0	10,1	-324	22	5,8
	200	11,5	-114	11	-
6	0	8,1	-229	0	3,9
	200	9,3	-104	0	2,5
20 enge:					
22 (7-50)	0-200	7,0 (2,4-10,8)	19 (-146 - +88)	-	2,6 (0,4-6,9)

*N-balance baseret på N tilført i gødning og fraført i høstet materiale eller animalsk tilvækst.

**Denne værdi er beregnet under standardiserede laboratorieforhold, og værdien er for græsmarker på mineraljord <1.

Det at enge bliver mere fugtige som følge af jordens sætning (McAfee, 1985) har stor betydning for jordens mineralisering og produktionsniveau. I en hollandsk undersøgelse blev der udført en sammenligning med henholdsvis en "tør" og en "våd" eng, (sommerniveau ca. 60-70 cm og 30-40 cm under jordoverfladen). Disse forskelle betød at den årlige N-mineralisering og N akkumulation i overjordisk biomasse blev reduceret med cirka 20 % i det våde areal sammenlignet med udgangspunktet, og mineraliseringen toppede i det våde areal midt på sommeren i stedet for i forårs månederne (Berendse m.fl., 1994). Der var således både en mindre produktion og en ændring i produktionsprofil gennem vækstsæsonen, når arealerne bliver mere våde.

3.2. Ellenberg-N som indikation for planteproduktion

I udenlandske undersøgelser er det beskrevet at Ellenberg-N er korreleret med produktion (se afsnit 2.1). Botaniske registreringer fra 20 danske enge viste ligeledes, at Ellenberg-N (vægtet efter arternes betydning i vegetationen som pointsum ved frekvensanalyse) var positivt relateret til produktionsniveau, medens antal engarter var negativt korreleret med produktionsniveau (Nielsen m.fl., 2002a; Hald m.fl., 2003).

Arter, der kan forekomme på henholdsvis mesotrofe og eutrofe enge og kær, er vist i tabel 8. Vist på tabelform synes det enkelt at klassificere en eng ud fra planternes værdi for Ellenberg-N, men i praksis vil man kunne finde både arter fra mesotrofe og eutrofe grupper på den samme eng. At det forholder sig sådan skyldes, at arternes tilstedeværelse og mængden af dem på et givet tidspunkt ikke nødvendigvis er i ligevægt med kårforholdene på stedet. Ved en øget eutrofiering vil visse arter, som ikke fyldte så meget i vegetationen før, eller de er nytilkomne, blive begunstiget og øges i dominans. Det er eutrofe arter med høj Ellenberg-N værdi. Samtidig tager det et stykke tid inden alle de mesotrofe arter med lav Ellenberg-N værdi forsvinder. Det kaldes for lag-fasen, og skyldes at der er træghed i systemet. I denne omstillingsperiode vil der være arter med både høj og lav Ellenberg-N værdi. Ud fra tidligere observationer på arealet vil en vegetationskyndig person i de fleste tilfælde kunne vurdere årsagssammenhængene.

Tabel 8. Arter, der kan forekomme på enge, og som har Ellenberg-N værdi på 5 henholdsvis 8 og 9, dvs. arter fra mesotrofe og eutrofe enge og kær. Ellenberg-N kan antage værdier fra 1 til 9.

<u>Artsnavn og Ellenberg-N værdi=5</u>	<u>Artsnavn og Ellenberg-N værdi=8</u>
alm. mjødukt	bittersød natskygge
blære-star	bredbladet dunhammer
dynd-padderok	fliget brøndsel
elfenbens-padderok	kirtel dueurt
eng-blomme	kær-guldkarse
eng-brandbæger	rosen dueurt
eng-forglemmigej	vandpeberrod
eng-rørhvene	vejbred-skeblad
enskættet sumpstrå	
fløjlgræs	<u>Artsnavn og Ellenberg-N værdi=9</u>
hyldebladet baldrian	butbladet skræppe
knippe-star	gærde-snerle
kryb-hvene	høj sødgræs
kær-star	nikkende brøndsel
kål-tidsel	stor nælde
stiv star	tigger-ranunkel
tandet sødgræs	
toradet star	
vand-mynte	
vinget perikum	

Med Ellenberg-N kan man ikke i alle tilfælde skelne mellem naturligt eutrofe og næringsstofberigede arealer, men Ellenberg-N kan bruges til at se på ændring og udvikling i vegetationen – om det går mod en mere eutrof eller en mindre eutrof vegetation. Registreringerne kan således bruges som et led i overvågning af engarealernes udvikling. Ellenberg-N kan understøttes af andre iagttagelser, f.eks. biomasse målinger og allometriske måling af enkeltarters størrelse (se boks 2). Både i karforsøg, i feltforsøg og i naturlig vegetation er udviklingen af planternes allometriske mål, som bladlængde, højde, antal blomsterstængler etc. afhængig af jordens trofiniveau (næringsniveau og dræningsgrad) (Hald og Petersen 1983b; Hald upubliceret 1984; Hald m.fl. 2003).

3.3. Plantebestand efter forskellig grad af N-tilførsel

Sammenlignes data fra mange engarealer kan betydning af gødningstilførsel, vandstand, benyttelse m.v. vurderes. I sådanne undersøgelser vil det ofte være den variabel med størst udsving, der får størst indflydelse på resultatet. Desuden er de målte effekter afhængige af udgangspunktet. I en hollandsk undersøgelse fra 1988 indgik forskellige benyttelsesformer, fra hyppige slæt til kontinuert afgræsning. Jorderne var mesotrofe og eutrofe humusjorder med varierende lerindhold (Van Strien m.fl., 1988). Ændringsmønsteret i vandniveau gennem året var ensartet for engene, men de havde forskellig vandniveau.

Undersøgelsen blev udført i en tid, hvor der blev benyttet høje niveauer af N-gødskning i Holland. På de undersøgte enge var den botaniske naturkvalitet primært knyttet til mængden af handelsgødning og husdyrgødning, sekundært til spredning af tørvemudder fra opgravning af grøfter og dernæst jordbundstype. Her var der en meget ekstrem N-gødningsgradient, og ingen signifikant effekt på botanisk naturkvalitet af benyttelse, vandstand, pH eller P og K indhold i overfladejord. Effekt af vandniveau og benyttelse må derfor formodes at være domineret af N-gødningseffekten i denne undersøgelse. Der er registreringer fra 125 enge, hvor der har været samme gødningsniveau gennem de foregående 5-10 år før undersøgelsen. Der er således et stort datamateriale, og vegetationen består af arter, som man også kender fra danske engarealer (se fig. 6).

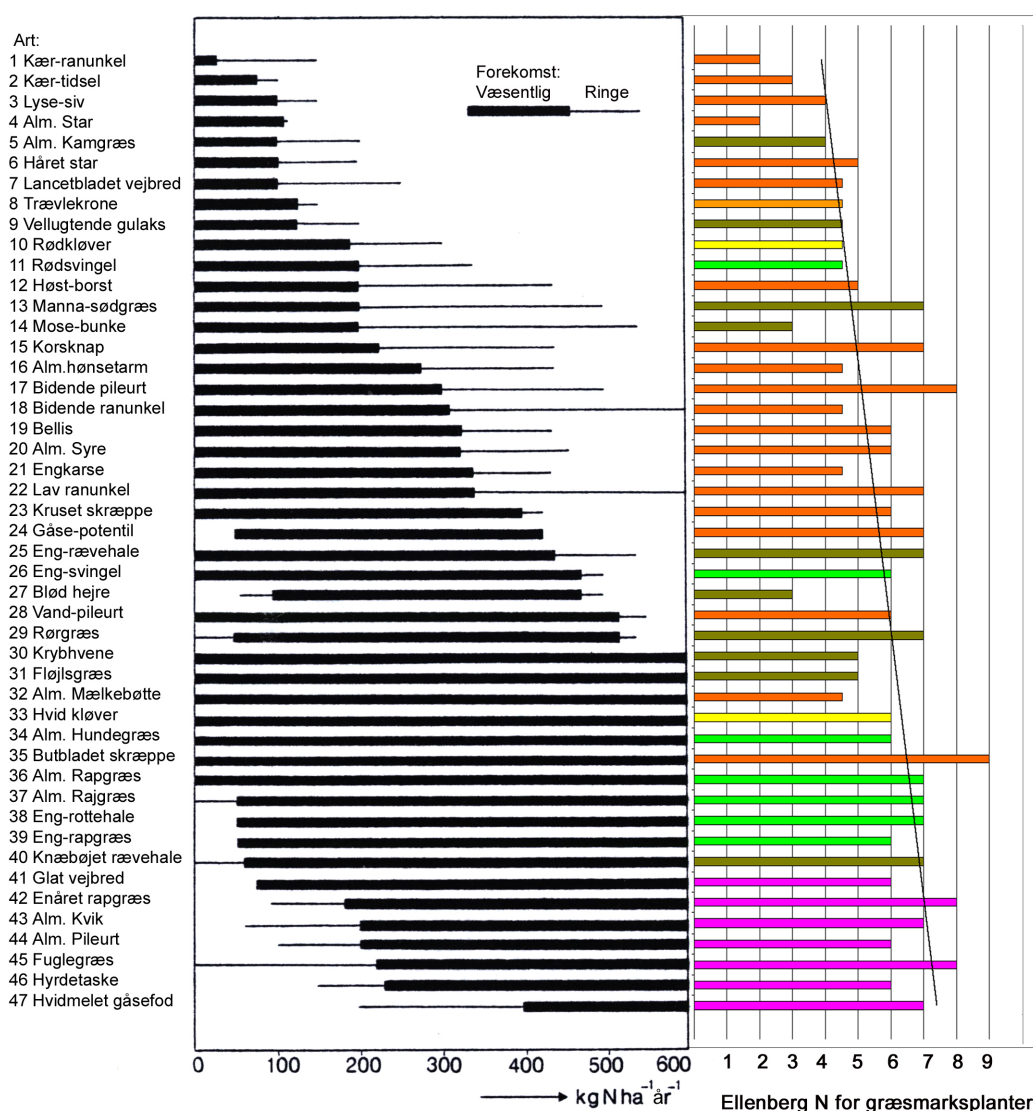


Fig. 6. Græsmarksarter ved forskellige N-niveauer ordnet efter respons på N-tilførsel (van Strien m.fl. 1988). Data er fra 125 marker med forskellige niveauer af N-gødskning. Tynde linier indikerer at arten forekommer i mindre end 10 % af dækningsgraden angivet som væsentligt omfang, vist med tykke linier. Ellenberg N-værdi for arterne er vist til højre: ■ naturgræs, ■ kulturgræs, ■ natur urt, ■ kultur urt, ■ ukrudtsarter. Med stigende gødskning udskiftes urter med lav Ellenberg-N med naturgræsser, og ved højere gødskning med kulturgræsser og ukrudtsarter. Indifferente arter er tildelt en Ellenberg-N-værdi på 4.5. Lineær tendenslinie er indlagt.

Tabel 9. Fordeling af græsser, siv og storer efter N-niveau og pH. (Plöger 1991).

	Lavt N-niveau	Højt N-niveau
Middel-højt pH	mosebunke mark-frytle hjertegræs glanskapslet siv knop siv lyse siv alm. star bleg star blågrøn star hirse-star spidskapslet star tvebo star	alm. hundegræs kryb-hvene alm. rajgræs alm. rapgræs eng-rapgræs enårig rapgræs eng-rottehale eng-rævehale eng-svingel
Middel-lavt pH	vellugtende gulaks katteskæg fåre-svingel tandbælg	fløjlsgræs alm. hvene alm. kvik rød svingel pigget star

I den omtalte hollandske undersøgelse blev arternes forekomst ordnet efter N-tilførsel, men der blev ikke taget højde for, om der med slæt var blevet fraført store mængder kvælstof. Ser man på arternes værdier for Ellenberg-N og opstillet i samme rækkefølge, er der en vis sammenhæng, men ikke en overvældende god forklaringsgrad ($R^2=0,43$) i den indlagte tendenslinie (fig. 6). Figurerne kan således illustrere at Ellenberg-N ikke alene er et udtryk for tilførsel af N gødskning. Ellenberg-N kan benyttes som en rettesnor, og forcen i anvendelsen af Ellenberg-N ligger i muligheden for at foretage tilstandssammenligninger henover en tidshorisont, hvor der sker ændringer som følge af ændret driftspraksis, eller i tilstandssammenligninger mellem forskellige arealer.

Med stigende gødskning udskiftes urter med lav Ellenberg-N med naturgræsser, og ved højere gødskning med kulturgræsser og ukrudtsarter.

I en fransk undersøgelse blev der udregnet et fertilitetsindeks, beregnes som gennemsnit af Ellenberg-N for de arter der voksede på en række græsarealer. Der blev fundet en positiv sammenhæng mellem artsantal og fertilitetsindeks i intervallet 2-5, men artsrigdommen aftog når dette indeks var højere end 5. Arealernes græsningsværdi steg i hele intervallet fra 2-7 (Bahmani et. al., 2002).

Ellenberg-N værdi (produktivitet) og Ellenberg-R værdi (reaktionstal) er sammenholdt for 20 forskellige typer af danske naturlige plantesamfund eller plantesamfund med ekstensiv drift efter disse samfunds typiske arter (Andersen m.fl., 2000). Det viste sig, at af disse 20 plantesamfund havde våde naturtyper generelt den højeste produktivitet, og at kun våde plantesamfund samtidig havde højt reaktionstal og høj produktivitet. Våde naturtyper er således fra naturen side relativt produktive. De ligger lavt i landskabet og fungerer som akkumulerende for mineraler og næringsstoffer i modsætning til f.eks. overdrev og heder, der ligger højt i landskabet og derfor udvaskes, dvs. eksporterer mineraler og nærings-

stoffer. De våde og naturligt produktive naturtyper kan opretholdes som relativt artsrige, da visse meget produktive tørbundsarter og kulturarter ikke kan tåle det våde miljø.

Som beskrevet giver gødskning en ændret artssammensætning, idet de mere produktive konkurrencearter fremmes på de mindre produktive nøjsomhedsarters bekostning, og desuden kan nye produktive arter komme til. I tabel 9 er der vist en inddeling af græsser, siv og starer efter N-niveau og reaktionstal (pH) (Plöger, 1991). Græsser er kvantitativt mest dominerende i gødsket vegetation. Øvrige arter (lavtvoksende arter af tokimbladede, starer, mos og siv) hæmmes. Arter tilhørende højstaudesamfund fremmes ved gødskning, men hæmmes ved drift som høslæt og afgræsning.

3.4. Eksempler på at P og K er begrænsende for planteproduktionen

Den botaniske diversitet er blevet undersøgt på 281 lokaliteter med gamle, vedvarende græsarealer beliggende i Belgien, Holland, Storbritannien, Spanien og Luxembourg, fortrinsvis på sandet eller leret jord, og enkelte humusjorder var med (Janssens m.fl., 1998). Arealerne havde hver især haft samme drift gennem en årrække, men var drevet forskelligt indbyrdes, f.eks. to slæt per år, slæt med efterårsgræsning. Med mere end 5 mg P per 100 g tør jord var der aldrig over 20 arter per 100 m². For kalium blev der fundet en lignende sammenhæng, men relativt høje værdier for kalium i jorden kunne godt være forenelige med høj diversitet (se fig. 7).

Det er muligt, at når P forekommer i små mængder i jorden, kan det være en begrænsende faktor for kvælstof tilført gennem fiksering og mineralisering. Hvis denne hypotese er rigtig, vil N forblive den hovedbegrænsende faktor for artsdiversitet og tilgængeligheden vil blive kontrolleret af P (Janssens m.fl., 1998). Der er beskrevet et eksempel på, at planter med fosformangel kan opbygge et højere lignin indhold (Cheshire & Chapman 1996). Dette forhold kan forklare en nedsat mineralisering af det resterende organiske stof, og derfor en lavere frigørelse af N (Cadish m.fl. 1994).

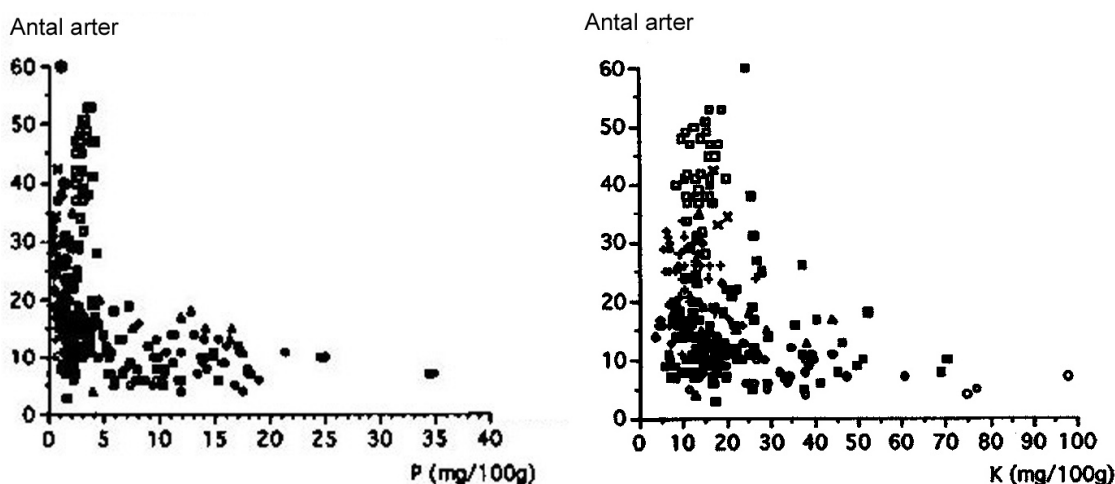


Fig. 7. Artsantal i forhold til jordens P og K indhold. Resultaterne er primært fra mineralske jorde (Efter Janssens m.fl., 1998).

Ved forsøg med N og P gødskning i hollandske enge (beskrevet som "floating fens") med mange års høslæt (ekstremrigkær i gamle tørveskær), var det vanskeligt at bestemme hvilket næringsstof, der var begrænsende (Grüsewell m.fl., 2002). Her blev det vurderet, at dette skulle afgøres i kort-tidsforsøg, fordi effekterne på længere sigt kan være anderledes.

3.5. Vurdering af om gødskning på et givet areal er ændret over tid

Alle danske lokaliteter i nærheden af større lokale kvælstofkilder, som f.eks. byer og husdyrbrug, har gennem en årrække været udsat for stigende næringstilførsel over tid. Den luftformige deposition af kvælstof er nu for nedadgående. Imidlertid har hver hektar landbrugsjord i gennemsnit i perioden 1900-2000 fået tilført 14 kg P per ha mere end der er fjernet med afgrøden. Det betyder at der over 100 år er en akkumuleret mængde af 1,4 tons P per ha (Dalgaard m.fl., 2004). Landmandens forventning til produktionsniveauet er gradvist ændret til et højere niveau for de arealer, der stadig er i brug.

Gødskningens effekt afhænger klart af gødningens kemiske sammensætning og jordbundens næringsstatus. Størst effekt på produktionen af gødskning forekommer på næringsfattig bund. Den produktionsbegrænsende faktor er, som nævnt afsnit 3.1, ikke nødvendigvis den samme overalt. Normalt findes N som begrænsende på tidlige successionsstadier og næringsfattige arealer, mens P er begrænsende på senere stadier i successionen samt på næringsrige og kalkrige enge og kær. Gødskning med gødning uden kvælstof fremmer bælgeplanter og en lavere vegetation kan opretholdes. Det er specielt tilgængeligheden af P, der er afgørende for enge på længere sigt, idet den naturlige flora indeholder flere arter, der kan udnytte N fra luften. Husdyrgødning har ligesom handelsgødning en negativ effekt på artssammensætning og –antal, men gødningstypen er af betydning, idet dybstrøelse har en langsom frigivelse af næringsstoffer sammenlignet med gylle.

Boks 2. Planteallometri, dvs. målinger af planternes vækst i form af antal skud, bladlængde, højde etc., som indikation for næringsstofindhold i jorden (eutrofigrad).

I forsøg hvor forskellige planter blev udsået i potter, har det vist sig, at der var god overensstemmelse mellem vækst af testplanter og den botaniske diversitet på den eng, hvorfra jorden blev hentet. Der er således udført undersøgelser med en gammel havresort og forskellige engarter dyrket på jord hentet på forskellige engarealer.

Testplanterne blev dyrket under standard forhold med hensyn til vandforhold og klima. Forskellige allometriske mål som skudantal, plantehøjde, bladlængde, blomsterhøjde, etc. af testplanten var relateret til næringsstof niveau. F.eks. havde havre et større antal vegetative skud efter 6 uger ved dyrkning i næringsrig jord end ved dyrkning i næringsfattig jord (Hald m.fl., 2003).

Gødskningens effekt er, som nævnt ikke entydigt kortlagt med hensyn til vekselvirkning mellem gødningsmængde og hydrologiske og driftsmæssige forhold (driftstype og driftsintensitet). Høslæt og især flere høslæt per år kan i højere grad end græsning modvirke effekterne af gødskning (se afsnit 5).

Vurdering af om der er sket en ændring i gødningstilførsel på et givet areal, f.eks. gennem en kort årrække, er afhængig af, at man har en beskrivelse af en før-situation. Her er artsantal og artssammensætning det enkleste. Ved gødningstilførsel vil biotopens arter normalt forsvinde i større omfang end nye kommer til. Nogle arter holder stand en periode som 'rest-arter'. Stigende artsantal kan dog ses på degenererede næringsfattige områder, idet artspuljen stiger med øget næringsniveau til en vis grænse (se fig. 3). Tilførsel af næringsstoffer stimulerer især væksten hos grove græsser med høj statur på bekostning af mere finbladet græsser og andre planter, især urtefloraen. Chapman (2001) fandt således at særligt høje græsser som draphavre, hundegræs, og alm. rajgræs blev fremmet ved selv en beskeden gødskning på bekostning af mere langsomt voksende græsser og urter.

Boks 3. Eksempel på ændring i artssammensætning ved at gå fra gødet til ugødet græsningsdrift

Ved ophør af gødskning (115 kg N, 15 kg P og 35 kg K) var der en dominans af hvid kløver (42 %) og alm. rapgræs (20 %) 4 år efter gødningsophør på en eng på Mols. Efter yderligere 10 år uden gødskning og med græsning var sammensætningen ændret til en dominans af rød svingel (39 %) og fløjlsgræs (21 %). Procenterne angiver % dækning af de enkelte arter.

Ved lavere gødningsniveau ændres dominansforholdene sig med flere dominerende arter, mens der i den ugødskede og uforstyrrede reference lokalitet ikke optræder egentlig dominerende arter (Buttenschøn & Buttenschøn 2001).

I Sverige benyttes akkumuleret artsantal til at følge udviklingen i floraen (Ekstam & Forshed, 1996). Dette mål er en pendant til artstæthed (arter per arealenhed), men kan appliceres med en mindre ressourceindsats, f.eks. gennem en linietaksering med underdeling af listen for hver 5 eller 10 meter. Sammenligninger mellem arealer og over tid skal dog foretages med en fast, valgt underdeling og under hensyntagen til terrænkoturer o.l.

En anden mulighed er at måle produktionsniveauet på en given eng ved at lave højdemålinger af vegetationen på et givet tidspunkt hvert år (vurderet ud fra graddage) og registrere om produktionen er øget på arealet. (forudsætter vandregime uændret og et 'vindue' i form af ugræsset areal uden for drift fra forår frem til måletidspunkt, f.eks. juni). Og hvis man kender driftshistorien behøver man ikke finde tegnene i vegetationen. Driftshistorien kan undertiden sammensættes ud fra flyfotos og interview med naboer og tidligere beboere i området.

Boks 4. Indikationer for en regelmæssig gødningspraksis med øget årlig tilførsel af gødning kan være:

1. Vegetationssammensætning med lav plantediversitet, stor dækning af næringskrævende planter, tilstedeværende kulturarter, vegetation med islæt af alm. kvik, en ensartet Ellenberg-N fordeling og ingen arter med lav Ellenberg-N værdi.
2. Stor græsproduktion (mere højt voksende, tæt og frisk grøn plantevækst, der starter tidligt på sæsonen). Specielt områdets farve i foråret kan være afslørende.
3. Intensiv driftsform, eksempelvis i form af høj belægning ved afgræsning af arealerne eller stor grovfoderproduktion.
4. Konstateret ændring af tilstand ud fra kriterierne under 1-3 i forhold til tidligere kendt tilstand.
5. Eventuelle rester af tidligere flora under el-hegnet.
6. Tilstedeværelsen af engarter i frøbanken, som ikke er i vegetationen og som ikke har persistent frøbank, indikerer kort tids gødsning.

Påvirkning af gødsning på vegetationssammensætning afhænger af både vandforhold og drift – om engen slås tidligt til ensilering, senere til hø og/eller afgræsses, samt hvor ofte der slås, og hvor mange dyr, der afgræsser arealet.

Ophør af gødsning fører ikke umiddelbart til en ændring af vegetationssammensætningen og ophør af N-tilførsel ændrede ikke umiddelbart udviklingen med reduktion af arter (Mountford m.fl., 1993). Effekten af et højt gødskningsniveau holder sig nogle år efter ophør. En model beregner antallet af år, det tager at retablere til en tilstand svarende til før 3 år med gødningstilførsel med hhv. 25, 50, 100 og 200 kg N/ha – beregnede antal år hhv. 3, 5, 7 og 9 (Mountford m.fl., 1996). En undersøgelse af langtidsudviklingen på to enge på Mols efter ophørt gødsning, tyder på at det kan tage væsentligt flere år at retablere en tidligere engvegetation end det antal år ovennævnte model når frem til (Buttenschøn & Buttenschøn, 2000).

Ved dræning sker der en øget iltning, som øger den mikrobielle aktivitet, nedbrydning af organisk materiale og recirkulation af næringsstoffer, og dermed samme effekt som ved gødsning. En øget produktivitet kan således være forårsaget af ændret hydrologi – ved direkte dræning af engen eller som følge af en generel vandstandssænkning i området, og behøver derfor ikke nødvendigvis at indikere en øget gødningstilførsel.



Ved høslæt kan der, sammenlignet med afgræsning, fjernes store mængder næringsstoffer fra arealet. Høslæt med almindeligt landbrugsudstyr kan kun foregå på arealer, der i perioder er tilstrækkeligt tørre til at bære maskinerne. Høslæt med le kan bruges til at pleje små fugtige arealer, der er for våde til afgræsning.



Engblommen kan være målart for driften, hvis de fysisk-kemiske forhold er til det, dvs. områder med trykvand. Engblommen klarer sig bedst ved høslæt, men moderat afgræsning er også en god pleje. Området her er i øvrigt ved at forsumpe med dyndpadderok, da vældvand har svært ved at komme væk. Det kan på lidt længere sigt give problemer med plejen, hvis dyrene vrager området fordi det er for vådt..

4. Naturmæssige konsekvenser ved at udtage nogle engarealer til ekstensiv drift uden gødskning

I dette afsnit omtales de forskellige forhold, der spiller ind på resultatet af at undlade gødskning. Overordnet drejer det sig om, hvor intensivt arealet har været drevet, hvor eutrofieret arealet er, om det primært er bevokset med kulturarter, om der er frø af naturarter i nærheden, om hydrologien på arealet er fordelagtig for engarterne, og om den landbrugsmæssige drift tilpasses de nye forhold. I Danmark arbejder vi ikke med udsåning af engarter, og derfor vil man få mere ud af at undlade gødskning på arealer, hvor der er frøkilder i nærheden end på andre lokaliteter. Derfor kan det bedst vurderes lokalt, hvor ekstensivt de forskellige arealer skal drives.

Som beskrevet i foregående afsnit forventes at engenes botaniske naturkvalitet øges, når gødskning undlades. Imidlertid kommer der ikke automatisk karakterarter for eng tilbage på arealet, når man holder op med at gødske. Nogle steder tager det meget lang tid (se senere, afsnit 4.2 og fig. 10).

Engens botaniske naturkvalitet kan øges, når gødskning udelades, men der kommer ikke automatisk karakterarter for eng tilbage på arealet, når man holder op med at gødske og det tager tid.

På enge, der er for våde til afgræsning eller slæt kan man vælge et restaureringskoncept, der stiler mod nedbringning af næringsstofs niveau (f.eks. som led i VMPIII handlingsplanen), eller man kan stile mod retablering for de i biotopen hjemmehørende arter. I førstnævnte tilfælde etablerer man et sted for næringsopsamling med henblik på at formindske udvaskning af næringsstoffer fra landbrugsjord til vandmiljøet. I sidstnævnte tilfælde kan driften rettes mod etablering af et bestemt plantesamfund, eller mod styring af de abiotiske forhold (jordbundsforhold, vandregime, m.v.) (Rosentahl, 2003).

Enge, der ændrer driftsform ved at gødskning ophører, kan under de rette betingelser fungere som naturområder i sig selv, men de har også en stor rolle som landskabelige og driftsmæssige bindeled mellem små engarealer med høj naturværdi. De nye ekstensivt drevne enge kan være spredningskorridor mellem små, isolerede biotoper og vil på sigt være kolonisationsområder for engens karakterarterne. En fortsat drift er også eneste garant mod at invasive arter og ruderal arter spreder sig i landskabet. Her prioriteres arealer med "næsten engpræg", eventuelt sjældne arter, idet dette præg tabes hurtigt ved driftsophør og kun genskabes langsomt under restaurering af eng eller genoptagelse af drift (Buttenschøn & Buttenschøn 2001, Rosentahl, 2003). Selv under relative gunstige forhold efter 11-15 års driftsophør, hvor der ikke har været gødsket og hydrologien har været uændret, går retableringen langsomt (Vinther og Hald 2000, Hald og Vinther 2000).

De nye ekstensivt drevne enge kan være spredningskorridorer mellem små, isolerede biotoper og vil på sigt være kolonisationsområder for karakterarterne, men uden drift kan de være spredningsveje for invasive og ruderal arter.

4.1. Engene har forskellige gødskningshistorier

En stor del af de enge, der i dag drives med ekstensiv græsningsdrift, har tidligere været gødsket og eventuelt omlagt (se afsnit 2, engenes status), mens de engarealer, der i dag henligger uden drift, må forventes at være de mindst gødskede områder. Årsagen til at de henligger uden drift kan være topografiske forhold, afstand, tilkørselsforhold, rentabilitet, større og tungere maskiner, behov for brak, effektivisering. Det er sandsynligvis de mindst produktive enge - men naturmæssigt bedste enge - der således er opgivet.

I modsætning hertil er en del vedvarende græsarealer, der tidligere har været gødsket og omlagt, blevet ekstensiveret som led i en MVJ-aftale, dvs. der er givet tilskud til nedsættelse af gødningsmængden på intensivt drevne engarealer. Disse arealer forventes at være dårligere med hensyn til botanisk naturkvalitet end enge, der gennem en længere årrække allerede har været ekstensivt drevet. I første omgang blev aftalerne indgået af hensyn til vandmiljøet. I de senere år har MVJ-ordningen i stigende grad været anvendt til naturfremmende formål, nemlig afgræsning af enge med større naturindhold. En god koordinering af naturmæssige og miljømæssige hensyn, med afklaring af prioriteringsrækkefølge og lokal opfølgning forventes at kunne give gode resultater.

Det, at landmanden gødsker engen, har ikke samme betydning fra eng til eng, og graden af andre tiltag i kombination med gødskningen er væsentlige for vegetationen på engen. Enge, der er gødskede over det hele, tromlet og omlagt – og dermed kemisk, fysisk, hydrologisk og biologisk homogeniseret, har naturligvis en anden driftshistorie og potentiale som natur end en eng, der er pletgødsket og har bibeholdt sin heterogenitet i flere faktorer. Disse forhold er væsentlige ved vurdering af naturpotentialet, som skitseret i boks 5.

Boks 5. Gødskede enge er ikke en ensartet størrelse, fordi engenes topografi er meget forskellig.

Gødskede enge kan således være et heterogent område med en kombination af flere indgreb med stigende grad af indgreb over for naturen fra 1 til 4:

1. Pletgødskning på de mest tørre områder på enge med mosaik pga. varierende jord- og vandforhold.
2. Pletgødskning i kombination med udsåning af kulturarter på de relativt tørre områder, men uden omlægning.
3. Gødskning og tromling af vel afdrænede enge uden systematisk omlægning.
4. Gødskning og tromling af vel afdrænede enge omlagt med kulturarter så snart lyse-siv eller mose-bunke fylder for meget.

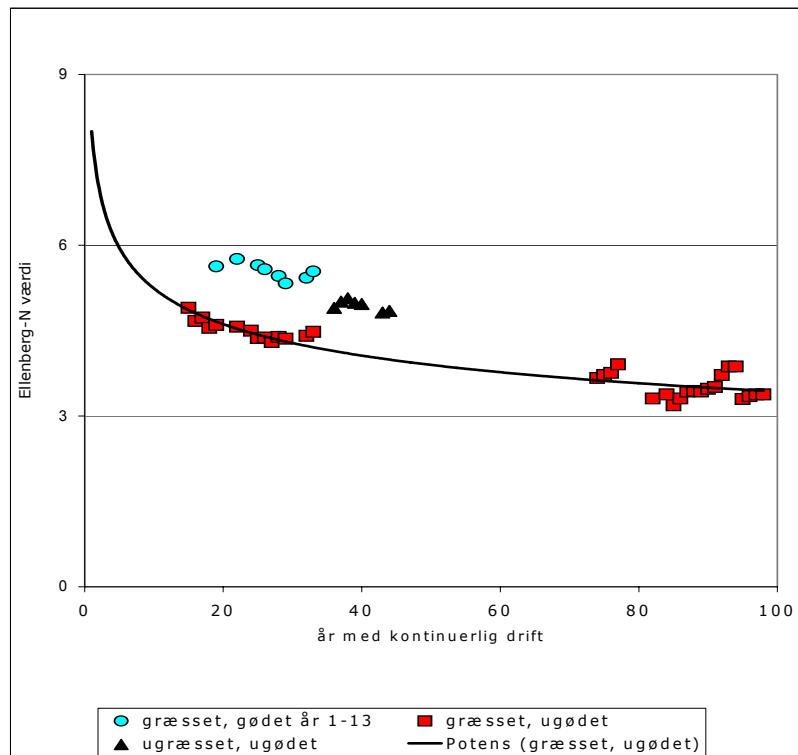


Fig. 8. Udvikling i Ellenberg-N værdier på engparceller på Mols med forskellig driftshistorie siden år 0 på figuren. På ugødsket eng med lang kontinuitet med græsning ligger værdierne mellem 3 og 4. På tidligere omlagte enge med ca. 40 års græsningshistorie uden og med tidligere gødskning ligger værdierne på hhv. mellem 4 og 5 og mellem 5 og 6. På den ugødskede og ugræssede eng, der nu er groet til med krat, ligger Ellenberg-N værdierne imellem værdierne for den gødskede og den ugødskede tilstand (Buttenschøn & Buttenschøn, 2001). Se også fig. 10, der viser den resulterende artstæthed på to af engene.

Boks 6. Eksempel på udvikling i trofiniveau

Udvikling med nedbringning af trofiniveauet til en naturlig ligevægt tager årtier. Det er derfor som hovedregel vigtigt, at sikre drift på arealer, der ikke har været gødsket, før end en større indsats rettes mod restaurering af kultureng til natureng. Dette illustreres af fig. 8, der viser Ellenberg-N indikatorværdier på enge med forskellig driftshistorie på samme geomorfologiske dannelse.

Udviklingen frem til år 40 følges på enge, der alle har været i græsdrift med omlægning indtil år 0 på figuren, én er taget helt ud af drift, én er gødsket i 13 år efter sidste omlægning og én er overgået til ekstensiv græsningsdrift umiddelbart efter omlægningsdriften er ophørt. Desuden er udviklingen fra år 70 fulgt på en eng, hvor der har været ekstensiv græsning i mindst 70 år forud for undersøgelsens start, dog med få års driftsophør inden starten.

4.2. Botaniske naturkvalitetesændringer er afhængige af engtype og tilstand i udgangspunktet

Udvikling på kulturpåvirkede enge, der udtages af intensiv drift i form af ophør af gødskning afhænger af mange forskellige faktorer: Trofiniveauet skal være relativt lavt (se afsnit 3), hydrologien skal understøtte naturtypen i form af vandbevægelse, oversvømmelseshyppighed og perioder, frøkilder af engarter skal være i nærheden – og der skal være en drift som betyder, at arealet ikke vokser til i krat (jf. boks 6). Det optimale græsningstryk er også afhængig af udgangssituationen og bør løbende justeres i forhold til udviklingen. Næringsrige områder skal således pålægges større tryk end næringsfattige, idet for hård afgræsning på næringsfattige områder kan resultere i at nogle arter ikke kan etablere sig fordi de spises. På næringsrige områder kan et for lille tryk resultere i manglende etablering på grund af for stor konkurrence fra andre arter (Proulx og Mazumder 1998; Olff og Ritchie 1998). Jvf. Også fig. 9.

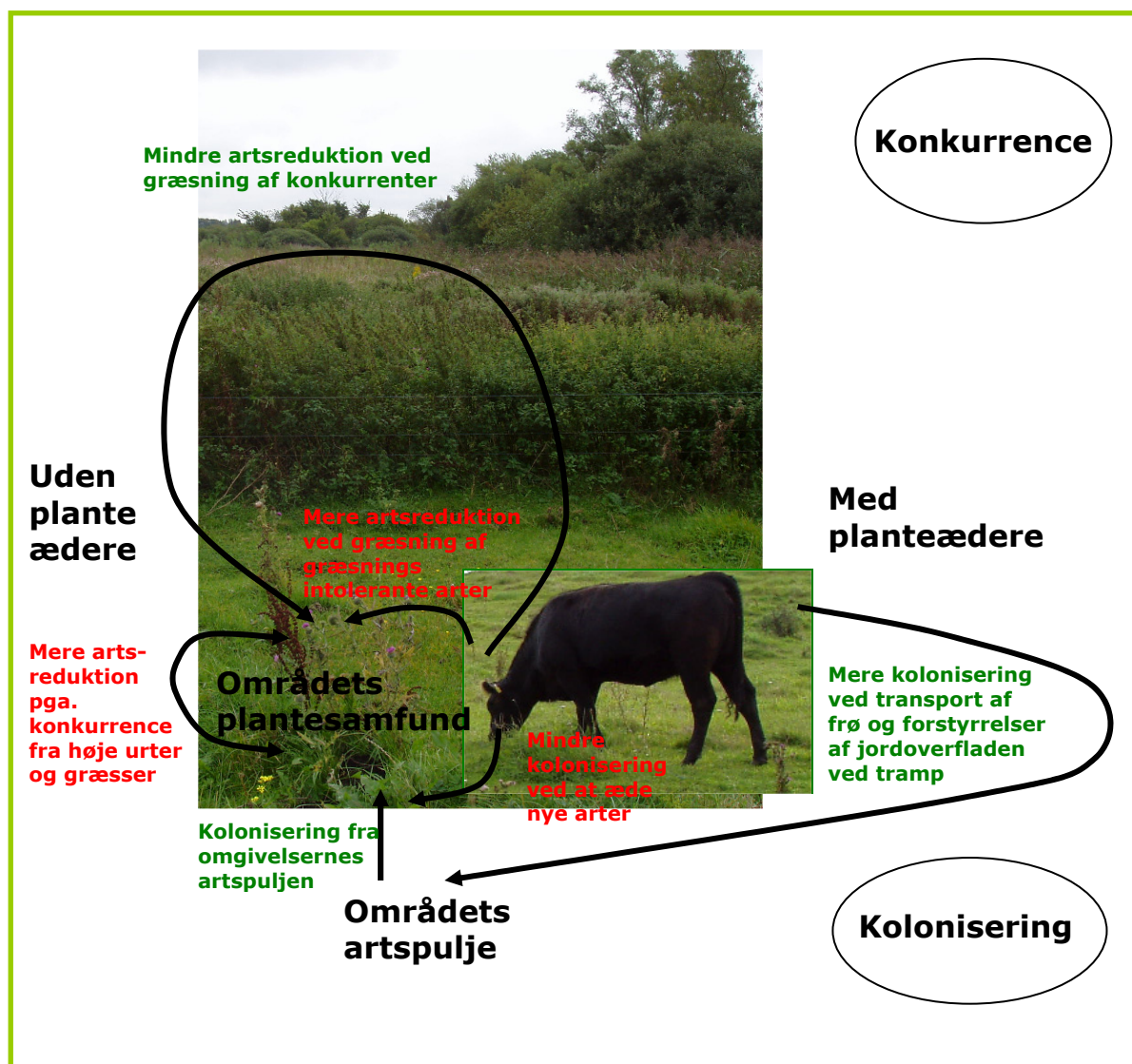


Fig. 9. Illustration af mekanismer hvorved græssende dyr påvirker artsrigdommen i engvegetationen. Inspiration fra Olff og Ritchie (1998).

Boks 7. Ved omdannelse af en kulturpræget eng til en naturpræget eng bør der foretages en vurdering af lokalitetens naturmæssige potentiale og de vanskeligheder, der skal overvindes for at en genopretning kan lykkes. Boksens indhold er uddybet i teksten.

Problem 1: Arterne

Mål- og karakterarter er ikke tilstede

De tilstedeværende arter er ikke hjemmehørende på en naturpræget eng

Kulturarter dominerer

Problemarter (lyse-siv, mose-bunke)

Invasive arter

Problem 2: Frøbank/Diasporer

De fleste planter sætter spiredygtige frø

Frø til rekombination

Frø til spredning i rum

Frø til spredning i tid (frøbank), men få arter med persistent frøbank i engen

Færrest frø hvor behovet er størst

Hvor kommer de fra?

Vind, vand, dyr, maskiner

Naturplejerens hø*

Udsåning anvendes normalt ikke i Danmark

Problem 3: Hydrologi

Vandet bringer også næringsstoffer med, især til lavbundsarealer

Manglende vand medfører mineralisering

Stagnerende og høj sommervandstand kan på eutrof bund slå engarter ihjel

Problem 4: Jordbund

Næringsberiget uanset gødskning eller ej

P akkumuleres i jorden

Humusjord strukturløs

Omsat og vandskyende overjord

Ingen vedligeholdet græstørv

Frost opfrysninger på lavbundsjord

Problem 5: Hydrologi og jordbund

For vådt og strukturløst til afgræsning og hø

For tørt og ingen CaCO_3 til overfladen med vandet

Problem 6: Spiring og etablering

Spiring: Kun frø ved overfladen og kun på bestemte årstider

Aktiveres: Ridses, optage vand, lystilgang, temperatursvingning

Plads: Åbninger i vegetationen (gaps)

Etablering Chance for optimale kårforhold fremmes af heterogenitet. Chancen er størst hvis:

Arten er der i forvejen (kårforhold)

Et stort frø-load

Problem 7: Drift der sikrer lys og passende næringsstofniveau

Problem 8: Retablering af karakteristiske engsamfund tager længere tid end det tager at afvikle dem gennem uhensigtsmæssig drift

Hysteresis:

Vejen ud og vejen hjem følger ikke samme spor

Irreversibilitet:

Slutpunktet er forskelligt fra udgangspunktet

* Naturplejeren kan bringe hø med frøstandere fra nærliggende engareal med høj diversitet til kulturpræget areal, hvis kårforholdene er så gode, at der er chance for en god etablering. Ved evt. udsåning er det vigtigt, at frøene er hentet i lokalområdet. Udsåning af en kvælstofsamlende art, som hvidkløver, bør ikke foregå.

Arter og frøbank

Når udgangspunktet er en gødsket eng, vil der som regel også være en høj andel af kulturarter. "Kulturarter" betegner de arter som opformerer og sælges som frøplanter i landbruget. Det drejer sig primært om arterne: Alm. rajgræs, eng-rapgræs, eng svingel, rød svingel, eng rottehal, alm. rapgræs, og ud over græsserne indgår hvidkløver og rødkløver som kulturarter. Disse arter forekommer også i naturen uden at være sået ud, og der kan findes vilde og forædlede former af arterne. I forbindelse med pleje af engarealerne mod en højere botanisk diversitet er det ikke et problem, at de nævnte arter forekommer, men det er et problem, hvis de forekommer som alt dominerende.

De plantearter, der hører naturligt hjemme i engene (bortset fra visse græs-, siv- og stararter) er karakteriseret ved ikke at have persistent frøbank, dvs. deres frø kun er spiringsdygtige i nogle få år. Populationsdynamisk har de heller ikke brug for en persistent frøbank. Mange af arternes frø spirer samme år, hvis der er åbninger i vegetationen, og spredes dermed på arealet. De fleste arter kan også sprede sig vegetativt, nogle over korte, andre over længere afstande. På engarealer gødet over en årrække, hvor kulturarterne har udkonkurreret en række engarter, giver det et problem at skaffe engarter tilbage på engen. Derfor prioriteres fremme af naturen nær de frøkilder, der er til rådighed.

I nogle lande udsår man frø af vilde planter. Det er ikke en praksis, man har ønsket at benytte i Danmark, hvor der stiles mod at fremme den eksisterende natur og de lokalt tilpassede arter. Der er mulighed for at sprede arterne fra kildeområdet til et større areal ved samgræsning. Man skal dog sikre, at der ikke sker en modsatrettet strøm af næringsstoffer, som kan skade frøkilde-området. En anden mulighed er, at man tilfører hø med frøstandere høstet til forskellig tidspunkt fra en nærliggende lokalitet med en høj botanisk naturkvalitet, og som har en tilstand som den, der er målsat for lokaliteten, der skal restaureres. Hvis man vil naturgenoprette større områder langt fra egnede frøkilder, kan det blive nødvendigt at diskutere en strategi med udsåning af vilde planter. Det er imidlertid svært at få etableret arterne, uanset om de kommer fra frø fra naboarealet eller fra frøposen. Uanset strategi vurderes det, at frø fra arter tilpasset danske forhold over mange generationer alt andet lige gavner dansk natur mest. I forbindelse med restaurering er det derfor vigtigt at bygge videre på de små øer af natur, der måtte være i området (se Hald, 2004b).

Hvor en hævnning af vandstanden vil drukne et område med en eksisterende anvendelig artspulje bør det overvejes, om en langsom hævnning af vandstanden over flere år kan få arterne til at flytte med.

Spiringsmuligheder og krav til lokaliteten

Ud over at frøene af de forskellige arter skal være til stede, skal der være spiringsmuligheder. Der kan være forskellige kårsmæssige forhold, som arealet skal leve op til, før en given art vil spire på arealet. Det betyder, at kårsmæssig heterogenitet er en fordel. Det betyder også, at tiltag, der reducerer konkurrenterne skal være udført inden, det er rimeligt at tænke på vektorer til frø i form af samgræsning eller 'naturplejehøj'. Dette er i tråd med den såkaldte 'shifting limitation hypothesis', der er blevet verificeret på græsarealer i en produktivitetsgradient. På lavproduktive arealer var artspuljen begrænsende for etablering af arter, men på høj produktive arealer var niche variation (mikrotopografi, lysforhold etc.) begrænsende for etablering af arter (Foster m.fl., 2004).

Hydrologi og jordbund

Vinteroversvømmelser på enge holder tørbundsarter, herunder mange ruderaler og kulturarter, i skak og sikrer at førn kommer i kontakt med jordoverfladen, hvorved den omsættes hurtigere (Hald & Petersen, 1992). Vinteroversvømmelse skaber en gradient i jordbundsmæssige kårforhold, og dermed mulighed for en mere varieret flora og fauna. Høj vintervandstand giver området karakter af et vådområde, mens den lavere sommervandstand (30-40 cm under terræn ved stagnerende vand på humusjord) er en forudsætning for, at der kan opretholdes en brugbar grønsvær til græsning og/eller høslæt. En varierende grundvandstand gennem året med oversvømmelser og afdræning kan resultere i en for engene gavnlig – men for vandmiljøet skadelig - udvaskning af fosfor, hvorved trofiniveauet på engen reduceres (Hald & Petersen, 1992). Hvis der sker en udvaskning og reduktion i trofiniveauet, forventes at udvasknings-effekten mindskes med årene, efterhånden som arealernes næringstofniveau mindskes. Modsat kan der også aflejres næringsstoffer ved denne proces, og resultatet vil være afhængigt af de lokale forhold. Vinteroversvømmelse med åvand kan tilføre uønsket store mængder af kvælstof og fosfor (Pedersen & Svendsen, 1999). Med hensyn til P i humusjord er måling af lavt fosfortal (Pt) ikke nogen garanti for lavt fosforniveau (Nielsen m.fl., 2003). Her må der anvendes andre målemetoder, f.eks. en alternativ metode til analyse af P i jord (Paludan & Jensen, 1995) eller analyse af planter til test af trofiniveauet (Isselstein m.fl., 2002; Hald m.fl., 2003).

Den hydrologiske heterogenitet kan lettest genoprettes, hvor der i forvejen er vældpartier. Hvis vandet er blevet næringsberiget, vil området ofte vokse til i højstauder som lådden dueurt og stor nælde. Grønsværen er i disse tilfælde blevet helt opløst, og vældet er blevet meget blødt. I forbindelse med naturgenopretning kan man i sådanne tilfælde vælge en differentieret målsætning med en bræmme målsat til næringsbinding nærmest næringskilderne og en egentlig eng målsat til restaurering nedenfor. På engdelen kan slæt kombineret med græsning anvendes, hvor det er muligt.



Eng uden drift under tilgroning med højstauder. Den tidligere solide grønsvær er under opløsning, og her er det svært at genoptage afgræsning, da kvæg er for tunge.

Hysteresis-effekt

Hvor gødskning ophører for at genetablere engen, må man regne med hysteresis-effekt, dvs. at vejen hjem ikke er den samme som vejen ud (Hald 1999). Et formodet forløb ved vejen ud: Ved gødskning eller braklægning af artsrig eng vil nogle arter være så fåtalligt forekommende og så snævre i deres niche, at de forsvinder hurtigt. Flere karakterarter kan være talrige i den velplejede eng, men dog snævre i deres økologiske niche (Ekstam & Forshed, 1996). Den næste bølge af arter holder stand i en periode, men fornyer sig ikke – individerne ældes og forsvinder lidt efter lidt. De mest bredspektrede arter, som måske har tilbragt en underordnet rolle i vegetationen, fremmes af de nye tilstande og er blandt de arter, der forsvinder sidst (rest-arter). Jævnside med dette vil robuste, men forstyrrelsesfølsomme arter som klondannende græsser og stauder af højere statur brede sig.

Ved restaurering er det de mest bredspektrede arter, der har den største chance i starten og de mest smalspektrede forventes ikke umiddelbart at komme igen, fordi der er sket irreversible ændringer med de økologiske forhold. Det vil sige, at fuld restaurering først indtræder efter mange årtier, måske aldrig. Hurtigheden, hvormed indvandringen sker, vil være afhængig af, om nogle af arterne er tilstede i vegetationen som planter, transient frøbank eller som persistent frøbank, samt raten af naturlig udveksling af frø fra omgivelserne. Her kan engarealernes opdeling i mange små enheder (ejerskaber) være en begrænsning for den naturlige udveksling af frø.

Da der er opstået irreversible ændringer med lokalitetens fysiske, kemiske og hydrologiske forhold, må man regne med, at den oprindelige tilstand kun meget langsomt genopnås. Jo mere fjernt den økologiske tilstand ved restaurerings start er fra den oprindelige tilstand desto mere fjernt vil den restaurerede tilstand være fra det oprindelige. Selv under meget gunstige forhold, hvor hydrologien har været upåvirket og engen været uden drift i 11-15 år, er det svært at opnå tilfredsstillende forhold (Hald & Vinther, 2000; Vinther & Hald, 2000). Derfor bør man som Rosentahl (2003) påpeger, vurdere og sætte målet ud fra muligheder, bl.a. ud fra potentielle arter i de nærmeste omgivelser, og ikke ud fra et kendt plantesamfund som målsætning.

Nystart af succession kan fremmes ved at tage hånd om en nedbringning af næringsdepotet med biomassehøst i en årrække. Evt. kan overvejes at fjerne den øverste del af tørven indledningsvist, og dermed nedsætte produktionsniveauet (Oomes m.fl., 1996). Hvor det er muligt, og hvor der ikke er kulturspor i undergrunden, kan pløjning overvejes med henblik på at råjord kommer op til overfladen og den næringsrige overfaldejord begravnes.

Retablering af en mere artsrig engvegetation efter ekstensivering af driften og forbedring af økologiske kårforhold på tidligere kulturpåvirkede enge tager tid – dels som følge af at der fortsat er et højt næringstofniveau, og dermed en høj produktion, dels som følge af en langsom tilførsel af nye arter til området under ekstensivering.

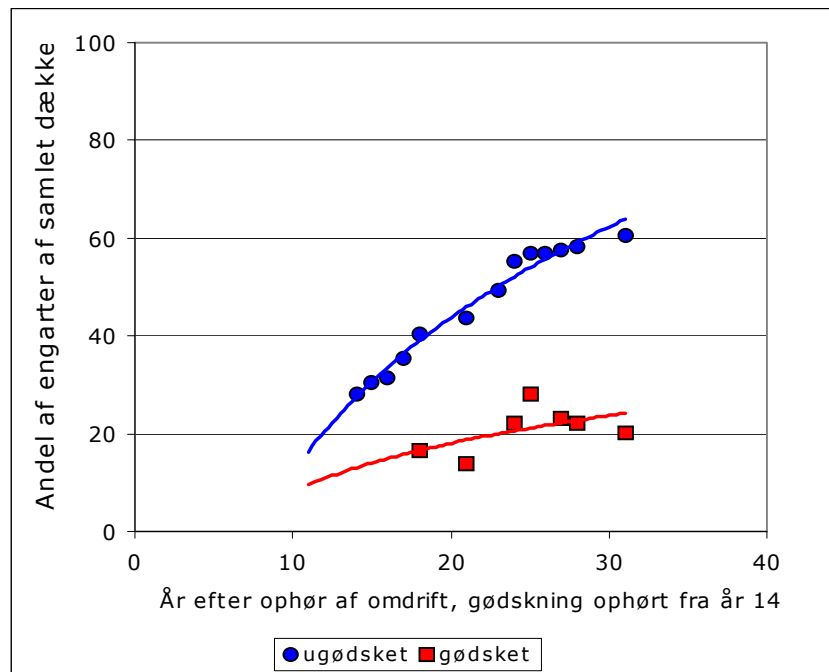


Fig. 10. Figuren viser udviklingen i % dække af engarter på to enge, der er overgået fra ager for ca. 30 år siden. Engene er ens mht. naturgivne forhold og er overgået til vedvarende græsgang efter udsæd af en græs-hvidkløverblanding, men den ene eng har været gødsket 14 år efter omdriftens ophør. Den ikke gødgede eng er efter 30 år ved at nærme sig en natureng med ca. 60 % dække af engarter, mens den tidligere gødgede eng stadig domineres af robuste græsser og urter. Her udgør andelen af engarter kun ca. 20 %. Ved en dækning på ca. 50 % engarter begynder en række karakteristiske engplanter som små stararter: Dværgstar, grøn star, stjernestar, og halvparasitære arter: Rødtop, liden skjaller, kirtlet øjentrøst samt urter som: Vinget perikon, vandnavle, kærranunkel og trevlekrone at indfinde sig. Ingen af disse engarter har endnu etableret sig på engen, der tidligere blev gødsket (Buttenschøn & Nielsen, 2004).

4.3. Effekten på dyreliv og andre aspekter af at ophøre med gødskning på kulturpåvirkede enge

En prioritering af ønsker til et givet område - vurderet ud fra lokale muligheder – betyder at man målrettet kan stile mod f.eks. åbne landskaber, miljøvenlig drift, botanikken, insekter, fugle og pattedyr.

Der vil ofte være forskellige ønsker til graden af ekstensivering afhængigt af, om det er botanik eller særlige faunagrupper, man ønsker at fremme. Gul engmyre er afhængig af en lav, tætgræsset vegetation for at sikre en høj temperatur i tuen (Nielsen, 2003), mens sommerfugle og andre insekter ofte foretrækker en vegetation med blomstrende urter. Kravene til en høj botanisk naturkvalitet er ofte knyttet til større ekstensiveringskrav i driften end mange af de øvrige naturhensyn.

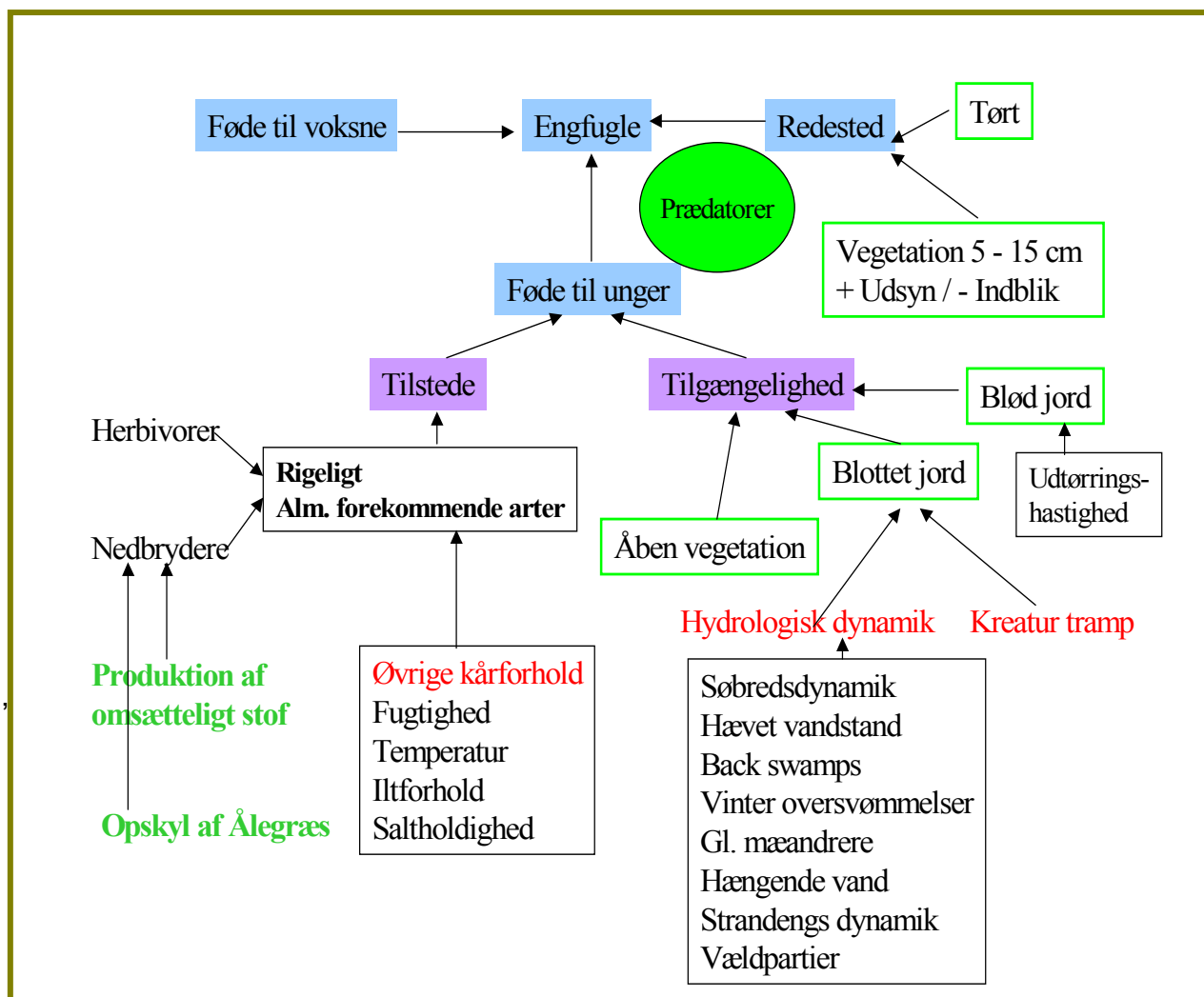


Fig. 11. Oversigt over væsentligste abiotiske kårforhold og biotiske faktorer, der influerer på vade- og engfuglenes levesteder på ferske enge og strandenge. Omtegnet efter Hald (2004a). (Back swamps er de fugtige områder, der opstår, hvor vandet ikke kan komme ud i vandløbet).

Specialist eng- og vade- og engfugle hører hjemme på enge med lav produktion, og dermed lav og langsomt voksende vegetation, på en stor del af arealet. Samtidig skal engene give steder til skjul og en vis næringsberiget vegetation i mosaikker, hvor fuglene henter deres føde (Thorup, 2003) (se fig. 11). Generalist engfugle kan forekomme på enge med en højere produktion sammen med græssende dyr. Tuedannelse, vinteroversvømmelse og områder med sjaupvand er generelt fremmede for fuglene.

Mus ynder mosaikker med højt og lav vegetation, gerne en blanding af områder med afgræsning og slæt, og gerne med kanaler og urørte markkanter, hvor de kan finde skjul (Schmidt m.fl. 2003). Åbne grøfter er en fordel for både mus og padder. Ved at inddrage effekten af driftshensyn på småpattedyr og padder forventes, at der også bliver en rigere fauna, når man ser på de højere led i fødekæden.



Fuglerede gemt i vegetationen.

Grævling og rådyr ønsker både skjul og åbne arealer. Grævling fouragerer efter regnorme i det korte græs på engen. Rådyr har behov for frisk, næringsrig vegetation, og brakarealer giver ikke så friske skud til en energirig ernæring, som arealer med afgræsning og høslæt. Pleje af enge kan derfor også være en fordel i forhold til jagtinteresser. Indtægter fra jagtleje kan for nogle naturområder have større økonomisk betydning end den landbrugsmæssige produktion.

Jagtinteresser og gode forhold for vildtet kan tilgodeses i den valgte drift og kan i nogle områder være af større økonomisk betydning end den landbrugsmæssige produktion.

Vandløbsbrinkerne hører med i det samlede billede af § 3 engene. Brinkernes stabilitet er afhængig af deres vegetation og forvaltningen af denne (Laubel m.fl., 2003). Uden drift om sommeren og under næringsrige forhold vil urter som stor nælde, agertidsel, lådden dueurt, hestehov og andre urter, der hverken er grønne om vinteren eller græstørvsdannede, præge brink og beæmmevegetationen. De holder ikke sammen på de udsatte brinker, som derfor eroderes. Meget stejle brinker ved meget lav vandstand er ustabile og ofte vegetationsløse. Det må forventes at stabiliteten af udsatte vandløbsbrinker kan påvirkes, hvor vandstanden hæves i en ådal. Afhængigt af udgangssituationen kan erosionen både blive reduceret og øget, en problemstilling det er relevant at inddrage i den overordnede planlægning for en ådal. Vandløbsbræmmer uden drift kan fungere som spredningskorridor for invasive arter. f.eks. kæmpebjørneklo, sildig- og kanadisk gyldenris og kæmpe- og japansk pileurt. Dette problem kan imødegås med afgræsning helt ud til kronekanten på ekstensivt drevne arealer.

Engens produktionsniveau har også betydning for fordampningen af vand, der øges ved øget produktion. Nogle ådale har mere end såkaldt potentiel fordampning på grund af en stor aktiv plantemasse og vindens frie spil til at føre fugtig luft væk fra området (Vedby, 1984). Ekstensivering af driften vil give mindre fordampning og dermed vandforbrug, og samtidig er ekstensivering ofte sammenfaldende med en ringere vedligeholdelse af grøfter og dræn. Alt i alt vil det give en større andel af enge med mere fugtige forhold.

4.4. Engtyper ved gødningsfri udtagning

I forbindelse med MVJ-aftaler er det muligt at gøre de udtagne arealer våde, f.eks. ved at blokere drænrør. Samme princip anvendes i forbindelse med de såkaldte VMPII-våde enge. Herved dannes 'bundløse' dyndenge, hvor tørven går i opløsning i de øverste 1-2 m, og hvor der ikke er sammenhængende vegetation de første mange år. Dyndenge kan opretholde sig selv ved et relativt højt næringsniveau – godt nok med færre arter. Det skyldes, at arterne her ikke er driftsafhengige, og at den høje vandstand forhindrer invasive arter i at vokse på arealet. Mens dyndengene kan klare sig uden drift er det et åbent spørgsmål, hvad evt. større udbredelse af dyndenge kan medbringe af overraskelser mht. pleje af de resterende arealer. Især meget næringsrige dyndenge giver problemer, idet der her ikke er mange arter tilbage til at sikre en tørveopbygning.

Endnu har vi ikke invasive sumparter, men det kan sandsynligvis komme, hvis denne naturtype bliver meget udbredt. Invasive arter bliver kun et problem, hvis de økologiske forhold, der begunstiger dem, er tilstede i større omfang. Mange dyndenge i ådalen vil gøre det vanskeligt at få afgræsset større områder i sammenhæng, da kreaturerne ikke kan færdes sikkert og frit på disse arealer. Ådalene kan desuden blive tilgroet af opvækst af pil på mudderfladerne og rødæl, hvor der siver vand frem. Sådant opvækst kan kun beskæres i vintre med meget hård frost. Med hensyn til opvækst af pil og rødæl er det vigtigt at vælge, om der skal stiles mod succession, hvor målet er gammel og varieret kratnatur, eller der skal stiles mod åbne landskaber og sættes ind med en vedvarende pleje.

Med hensyn til pileopvækst er det vigtigt at vælge, om der skal stiles mod succession, hvor målet er gamle, flotte pilekratsområder, eller der skal stiles mod åbne landskaber og sættes ind med en vedvarende pleje.



En større udbredelse af dyndenge kan give problemer med hensyn til pleje af de resterende arealer, idet kreaturerne ikke kan færdes sikkert på de meget sumpede områder.

Vældenge er til dels uafhængige af en drift, idet den høje vandgennemstrømning i sig selv, og kalcium- eller jernforbindelser yderligere er stressfaktorer for høj produktive arter. Det skal bemærkes, at vældene forsummer, hvis vandet ikke kan løbe bort. Det ses ofte på steder, der er taget ud af drift. Disse områder vokser til med få, relativt konkurrencestærke arter, herunder dynd-padderok i rigkær og butblomstret siv i ekstremrigkær.

'Øvrige enge' (jvf. afsnit 2.1) er helt afhængige af drift. Det betyder, at færre og færre arter vil kunne overleve, hvis der ikke er drift på arealet. Der skal en vis fugtighed til for at fremme en artsrig engvegetation, men der er tale om en balancegang. En fin botanisk lokalitet kan gå tabt, hvis arealet bliver så fugtigt, at det ikke længere kan benyttes til afgræsning eller høslæt. Hvor der er bevaringsværdige engarealer er det specielt vigtigt at gamle grøfter vedligeholdes tilstrækkeligt, men vedligeholdelsen må ikke medføre en unødigt afdræning og forhindre en høj vandstand om vinteren.

Der skal en vis fugtighed til for at fremme en artsrig engvegetation, men hvis arealet bliver så fugtigt, at det ikke længere kan benyttes til afgræsning eller høslæt, kan en fin botanisk lokalitet gå tabt. På bevaringsværdige engarealer er det specielt vigtigt at gamle grøfter vedligeholdes tilstrækkeligt, men vedligeholdelsen må ikke medføre en unødigt afdræning og høj vintervandstand skal sikres.



Engareal med høj diversitet, der gennem en årrække har været plejet med høslæt. Grøften i forgrunden er efterhånden så dårligt oprenset, at der er problemer med at tage slæt. I et bælte fra grøften er en monokultur af kærstar nu ved at brede sig, og fra den anden side er pil og birk på vej. Engen kan kun bevares, hvis grøfter vedligeholdes og driften kan opretholdes.

Maskiner kræver en vandstand på 30-60 cm under terræn i høstperioden, og vandstanden skal være mindst 30 cm under terræn resten af vækstsæsonen på tørre jorde. På sandjorde kan vandstanden være højere. En regulering af engens vandstand bør tage højde for både til- og afledning af vand, således at en drift kan gennemføres i sommerperioden. Efter afgræsning eller slæt kan vandstanden efterfølgende reguleres til et højere niveau. Desuden kan der styres efter en produktion på ca. 4 t tørstof per ha eller lavere. 'Øvrige enge' har behov for drift og for en stor del oversvømmelse om vinteren. Driftsophør og evt. øget forsumpning vil gøre dem uegnede som græsningsområder ud i fremtiden.



Græssende dyr skaber ved deres tramp fysisk variation og åben bund egnet til fremspiring af arter.

5. Nedsættelse af produktionen ved ophør af gødskning

5.1. Nedgang i produktionen ved ophør af gødskning er afhængigt af trofiniveau og drift

Produktionen nedsættes hvis et intensivt drevet areal overgår fra gødsket til ugødsket tilstand. Hvor meget produktionen reduceres afhænger af næringsstofreserverne i jorden, om jorden udpines hurtigt ved at tage flere slæt per år, eller om arealet afgræsses og en større andel af næringsstofferne recirkulerer på engen gennem de græssende dyr. I det følgende er givet eksempler fra arealer på forskellig jordbund.

På veldrænet humusjord, hvor der blev anvendt gødningsniveauer på 0, 100 og 200 kg N per ha samt 50 kg P og 250 kg K, blev der opnået udbytter i 1. og 4. forsøgsår, som vist i tabel 10. I første forsøgsår var der signifikant lavere udbytte ved behandlingen uden N, P og K, men de tre N-niveauer, alle tilført P og K, var ikke signifikant forskellige. I fjerde forsøgsår var tørstofudbyttet ved 0 N lavere end ved 100 og 200 N. I fjerde forsøgsår blev der høstet 22 hkg tørstof i ugødet mod 101 hkg med P og K tilført. Med stigende N-tilførsel var der en jævn stigning i produktionen af foderenheder per ha. Analyser af foderværdi blev kun udført på fællesprøver, og derfor ingen statistiske beregninger (Nielsen, 1996).

Udbyttet fra slæt på våd humusjord ved forskellige gødningsniveauer er vist i tabel 11. Der var en større effekt af gødningsniveau på disse arealer, hvor N-mineraliseringen må formodes at være betydeligt lavere end for førnævnte veldræned arealer. Fra en række ældre danske undersøgelser på humusjord blev det vurderet, at udbyttet ved afgræsning på intensivt dyrket græs/kløvergræs var på 4-5000 foderenheder per ha og ved ekstensiv afgræsning på 800-1200 foderenheder per ha (Djurhus, 1987).

Tabel 10. Udbytte ved slæt ved forskellige gødningsniveauer ved forsøgets start og i 4. forsøgsår, hvor effekten af de foregående års forskellige gødnings tildelinger har påvirket produktionsniveauet (efter Nielsen, 1996)

Behandling	Tørstof i hkg per ha		Foderenheder per ha	
	1992	1995	1992	1995
0N - PK	65 a)	22 a)	4200	1400
0N + PK	78 b)	101 b)	5300	6600
100N + PK	85 b)	120 c)	5900	7700
200N + PK	88 b)	121 c)	6400	8200

Værdier med forskelligt bogstav er signifikant forskellige.

Tabel 11. Udbytte ved slæt på våd humusjord ved forskellige gødningsniveauer. Gennemsnit af tre forsøgsår (efter Nielsen m.fl., 1991)

Behandling	Tørstof i hkg per ha
0N + PK	50 a)
100N + PK	74 b)
175N + PK	83 bc)
250N + PK	95 d)
250N + K	87 cd)

På en veldrænet sandjord i Holland blev gødningsniveauet ændret fra 300 kg N per ha, med PK-gødskning efter behov, til helt ugødsket dyrkning med afgræsning og slæt (Wind m.fl., 1993). I løbet af 5-10 år faldt udbyttet fra 10 tons tørstof per ha til knap 4 tons tørstof per ha i afgræssede parceller og til under 1 tons tørstof per ha ved slæt. Den høje grad af recirkulering af næringsstoffer gennem dyrenes gødning har haft en markant indvirkning på udbyttet. Som det fremgår af fig. 12 var der i 1993, dvs. i det 23. år med de forskellige driftsformer, flere arter i de afgræssede arealer end ved slæt, hvor udbyttene var kommet meget langt ned. Her er man kommet så langt ned i produktion, at det kunne være relevant kun at bjerge et høslæt i nogle af årene.

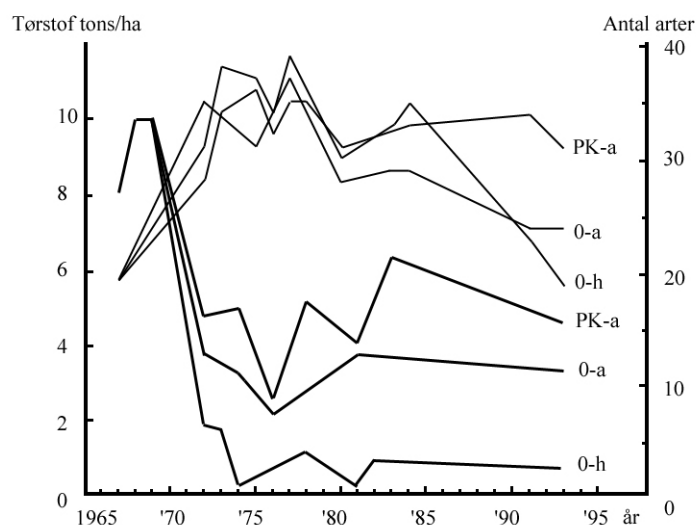


Fig. 12. Årligt tørstofudbytte (nederste tre linier) og antal tilhørende plantearter (øverste tre linier i finere streg) over tid på afgræsningsareal tilført P og K (PK-a), ugødet afgræsningsareal (0-a) og ugødet høslætareal (0-h). Behandlingerne blev startet i 1971. (efter Wind m.fl., 1993).

I forsøg på humusholdig lerjord med gødningsophør efterfulgt af forskellige behandlinger viste to gange høslæt efterfulgt af findeling og jorrdækning med det afhøstede materiale at give samme produktion som ved gødskning (tabel 12). En indledende fjernelse af 5 cm overjord efterfulgt af høslæt gav den laveste produktion. På denne jord var der ingen effekt af om vandstanden var ca. 20 cm under terræn eller ca. 50 cm under terræn i sommerperioden (Oomes m.fl., 1996). På disse jorde indikerede målinger af planternes næringsstof indhold at K og til dels P var begrænsende for produktionen, frem for N.

Effekten af gødningsophør viser sig hurtigere på sand- end på lerjord. Desuden vil produktionsniveauet mindskes hurtigere ved slæt med fjernelse af plantematerialet end ved afgræsning.

Tabel 12. Ændring i tørstofproduktion over en periode på 5 år ved 3 forskellige behandlinger. Forsøget blev udført på en humusberiget lerjord i Holland, hvor man ni år efter ophør af gødskning havde en tørstofproduktion, der var faldet fra 10-11 t per ha til 6-7 t per ha ved en drift med to slæt per år (efter Oomes m.fl., 1996).

Behandlinger efter produktionsfald til 6-7 t per ha	Ændring i tørstofproduktion fra år 10 til 14 efter gødningsophør
1. Høslæt i juni og i september	Fra 6-7 t/ha til 5-6 t/ha
2. Høslæt som i 1 – det afhøstede plantemateriale benyttes til jorrdækning (næringsstofferne forbliver på arealet)	Fra 6-7 t/ha til ca. 11 t/ha
3. Afskrælning af 5 cm overjord én gang og efterfølgende høslæt som i 1	Fra 6-7 t/ha til ca. 4 t/ha

Tabel 13. Næringsstoffer fraført ved slæt og afgræsning gennem en 4-årig periode på ekstensivt drevne græsarealer uden gødningstilførsel. Gennemsnit af N, P og K fraført ved to slæt, med henholdsvis tidligt første slæt (ca. 10. juni) og sent første slæt (ca. 15. juli), og med kødtilvækst i græssende stude. Produktion i tørstof var i gennemsnit 3,7 t per ha ved sent slæt og 4,4 t per ha ved både tidligt slæt og afgræsning (efter Nielsen m.fl., 2003).

	Slæt - tidligt	Slæt - sent	Afgræsning
Kg N per ha per år	103	90	9
Kg P per ha per år	13	11	2
Kg K per ha per år	29	22	1

NPK-balancer ved forskellig drift

Afgræsning og slæt er væsentligt forskellige med hensyn til næringsstofbalancer for N, P og K. På ekstensivt drevne græsarealer på humusjorder er det fundet, at der ved slæt kan fjernes væsentlig højere mængder næringsstoffer end ved afgræsning, se tabel 13. Mængden af næringsstoffer, der fjernes med slæt eller afgræsning er naturligvis afhængig af produktionsniveauet, og som nævnt er det f.eks. fundet at over 200 kg N per ha kan fjernes på arealer uden tilførsel af N, men med tilførsel af PK gødskning (se tabel 7, afsnit 3.1). Selv om græsningsintensiteten øges på intensivt drevne græsningsarealer kommer afgræsning ikke op på niveauet med slæt. På meget intensive græsningsarealer, gødet og i omdrift, er der eksempel på, at der er fjernet op til 12 kg N per ha ved afgræsning (Benke m.fl., 1992). Der kan ikke forventes højere værdier ved afgræsning af naturarealer uanset afgræsningsform.

De store forskelle i næringsstofbalance ved drift med henholdsvis afgræsning eller slæt har naturligvis stor betydning for arealets udvikling. Det kan tage en årrække før effekten træder tydeligt frem, men som vist for sandjord i fig. 12 og for humusjord i tabel 10 kan udviklingen også gå relativt hurtigt.

Ved slæt kan man nå frem til at arealet bliver for udpint til, at der kan fjernes et høslæt. Her kan det være fordelagtig i enkelte år at lade afgrøden ligge på jorden, således at næringen forbliver på stedet. Der er landmænd, som benytter en strategi, hvor afgrøden bliver liggende f.eks. hvert fjerde år (Mogens Hansen, personlig meddelelse). Andre steder reguleres det ved at afgrøden bliver liggende i de år, hvor det er umuligt at hente høet hjem på grund af en regnfuld sommer.

Om engen udpines markant ved slæt eller ej er afhængigt af, om der tilføres næringsstoffer gennem oversvømmelse, deposition m.v. Især oversvømmelser med fosfor beriget vand er et problem for engenes fremtidige naturkvalitet. Selv små mængder plantetilgængeligt P (> 5 mg acetat + EDTA ekstraherbart P per 100 g tør jord i Hollandske forsøg) er nok til at diversiteten i plantearter falder (Janssens m.fl., 1998).

P fjernes ikke så let igen, og P kan være begrænsende for kvælstoffets tilgængelighed på disse jorde, hvor naturen til dels kan afstemme kvælstof i systemet via fiksering. I Danmark er der målt meget høje værdier (4-13 kg P per ha) for afsætning af P på oversvømmede enge (Pedersen & Svendsen, 1999). Denne størrelse bør sammenlignes

med at en græsmark, der producerer 7.500 foderenheder (ca. 8-9 tons tørstof) tilføres 26 kg P per ha ved god gødningstilstand (Plantedirektoratets normtal). Det at artsantallet er lavt ved højt P-niveau på fugtige enge kan i en årrække betyde, at det er umuligt at restaurere engen til en artsrig eng, da de fleste engarter simpelthen ikke etablerer sig, heller ikke hvis de bliver sået ud (Tallowin & Smith, 2001; Gilbert m.fl., 2003). Årsagen kan være en kombination af vandstand og næringsniveau. Høj vandstand og højt næringsniveau skaber således hurtigere meget reducerede forhold med sulfiddannelse. Under næringsfattige forhold kan vandstanden stå meget højt og længe uden sulfiddannelse (Hald og Petersen, 1983a). Tilgængeligt fosfor kan være et problem for restaurering selv efter flere års gødskningsophør, og som omtalt er Pt-målinger på humusjord ikke retvisende (se afsnit 4.2).

5.2. Betydning for den animalske produktion ved ophør med gødskning

Græsningsarealer, der ikke gødes, kan yde et meget varierende foderudbud. Som det er nævnt tidligere (afsnit 3.3) er der en positiv sammenhæng mellem arealets græsningsværdi og et Ellenberg-N fertilitets indeks (Bahmani m.fl., 2002). Foderkvaliteten kan på de ekstensivt drevne arealer blive meget lav, især sidst på sæsonen (se fig. 13). Til sammenligning kan nævnes at på gode, intensivt drevne græsningsarealer kan der opnås en kvalitet, hvor der kun skal ét kilo tørstof til en foderenhed først på sæsonen. Hvis der medgår mere end 1,60 kg tørstof per FE kan lakterende ammekøer og store kvier ikke æde tilstrækkelige mængder foder til at dække deres energibehov (Bossen & Nielsen, 2003). Sammenholdes disse informationer med resultaterne vist i fig. 13 skal det tages i betragtning, at kvaliteten af det foder, som dyrene selekterer, kan have en bedre værdi end kvaliteten af de afklippede græsprøver vist i figuren. Ud over problemet med foderets fylde vil nedgang i animalsk produktion ved ophør af gødskning afspejle nedgangen i foderenheder produceret på arealet, se afsnit 5.1. Der skal f.eks. 6,5 foderenheder til et kg tilvækst hos små stude på godt 300 kg (Refsgaard Andersen m.fl., 2002).

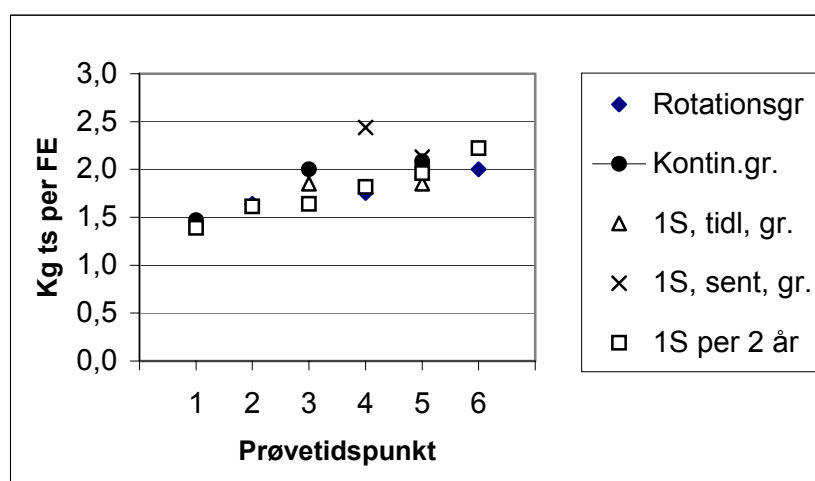


Fig. 13. Foderkvalitet vist som kg tørstof per foderenhed på vedvarende, ugødskede græsningsarealer (Fussingø) vist som prøveudtagninger gennem sæsonen fra midt i maj (1) til begyndelsen af september (6). Gennemsnit fra fire år (efter Nielsen m.fl., 2003).

Foderkvaliteten af grønsværen er i høj grad afhængig af hvilken plantebestand, der er på arealet. Der er således fundet stor forskel på foderkvaliteten af forskellige plantearter (Wilman & Riley, 1993; Nielsen & Markussen, 1996; Nielsen & Søgaard, 2000). Det var i enkelte tilfælde muligt at sammenligne resultater fra samme art, dels under intensive og dels under ekstensive driftsbetingelser (indsamlet ved samme afgrødemængde og tid på året). Der blev fundet en lavere fordøjelighed ved vækst under ekstensive forhold. Årsagen kan muligvis være at plantematerialet indsamlet under ekstensive forhold er ældre (dvs. på et senere fænologisk stadium) ved en given afgrødemængde sammenlignet med intensive driftsbetingelser.

Når planternes fordøjelighed undersøges benyttes der vomsaft fra en ko, og det er også undersøgt om fordøjeligheden var anderledes ved at benytte vomsaft fra stude, der græssede på arealerne. Fordøjeligheden var en lille smule højere ved at benytte vomsaft fra dyr i engen, men forskellen var lille (Nielsen & Søgaard, 2000).

Arter som lyse-siv og mose-bunke kan udgøre en stor andel af plantebestanden på de ugødgede engarealer, og den lave kvalitet af disse arter kan sætte et markant præg på det samlede foderudbud. Den store variation i fordøjelighed af en række plantearter indsamlet på humusjorder på Fussingø er vist fig. 14. Urterne har en høj fordøjelighed, men der er naturligvis også andre forhold, som spiller ind på hvor godt plantematerialet udnyttes af de græssende dyr, f.eks. er stor nælde ikke et populært foderemne med mindre de afhugges og ligger til tørre et par dage.

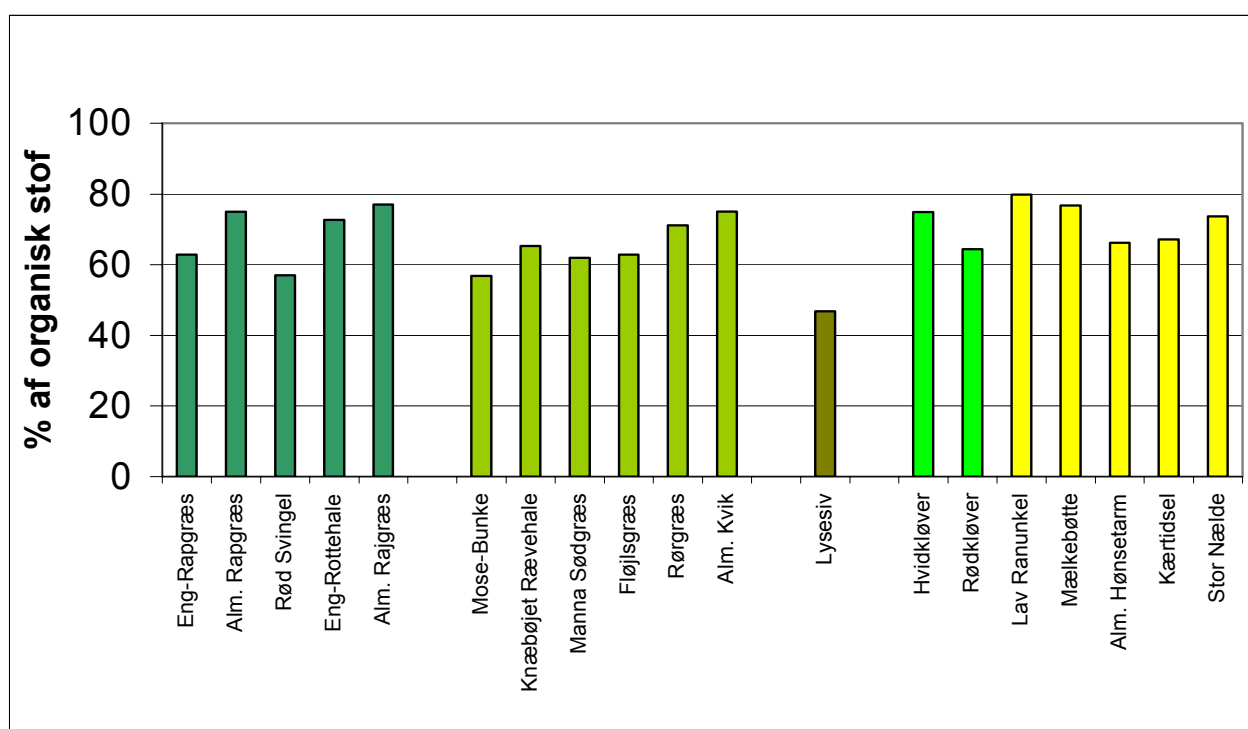


Fig. 14. Fordøjelighed af en række enkeltarter, der er indsamlet i juni måned på ekstensivt drevne græsarealer uden gødningstilførsel (Nielsen et. al. 2002b). Arterne er grupperet angivet med forskellig farve: Kulturgræsser, naturgræsser, siv, kultururter og natururter.

Ved hjælp af fistulerede stude er det undersøgt, hvorledes de græssende stude selekterede blandt arterne på arealerne. Fistulering betyder populært sagt, at der er sat et låg på siden af dyret med forbindelse ind til vommen. Ved at fjerne låget kan man udtage en prøve fra vommen af det dyret har spist. Ved en undersøgelse på Fussingø engene blev det fundet, at nogle arter blev selekteret positivt (opsøgt), medens andre arter blev selekteret negativt (undgået) (tabel 14). I undersøgelsen blev der ikke fundet nogen sammenhæng mellem de planter, som dyrene selekterede, og planternes fordøjelighed, fiberindhold eller protein indhold (Nielsen m.fl., 2002b; Badsberg m.fl. 2003). Som resultaterne viste, var alle de positivt selekterede arter naturligt forekommende arter, hvorimod der blandt de negativt selekterede arter var to kulturarter. Der blev i undersøgelsen ikke fundet en negativ selektion af lyse-siv, som forventet, men med den benyttede metode var det ikke muligt at skelne mellem lyse-siv og glanskapslet siv. Glanskapslet siv kan vanskeligt sammenlignes med lyse-siv fodringmæssigt, idet den har en væsentligt højere fordøjelighed og en anden konsistens end lyse-siv.

Tabel 14. Planteselektivitet hos fistulerede stude på Fussingø (efter Nielsen m.fl., 2002b).

Dyrenes præferencer for forskellige plantearter		Estimat af Selektivitet
<u>Positiv</u>		
	Alm. Kvik	1,32
	Manna-Sødgræs	1,17
	Alm. Hønsetarm	0,74
	Fløjlsgræs	0,67
<u>Negativ</u>		
	Mose-bunke	-1,17
	Rød Svingel	-0,77
	Knæbøjet Rævehale	-0,75
	Eng-rapgræs	-0,68
<u>Ingen præference</u>		
	Siv*	0,15
	Eng-rottehale	-0,45
	Alm. Rapgræs	0,05
	Lav ranunkel	-0,22
	Rest	-0,05

* Det var ikke muligt at skelne mellem lyse-siv og glanskapslet siv (se tekst).

Det er muligt at fremme foderkvaliteten under ugødskede forhold ved at holde andelen af de lavt fordøjelige arter som lyse-siv og mose-bunke nede på et "rimeligt" niveau. Tilstedeværende lyse-siv og mose-bunke begunstiges af drift med let afgræsning. Der er således en tydelig forskel på mose-bunke ved høj og lav græsningsintensitet (se fotos). Både mose-bunke og lyse-siv klarer sig bedre ved let afgræsning end ved slæt. Det er ikke hensigtsmæssigt med en kraftig bevoksning af disse arter, som både af hensyn



Fotos i oktober måned fra to naboarealer afgræsset med kvæg ved forskellig belægningsgrad. Ved lav belægningsgrad har der været opformering af mose-bunke. Til venstre høj belægningsgrad (stilet mod græshøjde på 6 cm) og til højre lav belægningsgrad (halvt så mange dyr som ved høj). Der var samme forskel i belægningsgrad ved de foregående fire års afgræsning, og begge arealer havde ét sent slæt hvert andet år.

til foderkvalitet og diversitet kan betegnes som problemarter, når de bliver dominerende på et engareal. En dominans af disse arter kan hindre god lystilgang til eventuelle nye arter, der forsøger at etablere sig på engen.

Flere steder er det et problem at græsningsdyrene skal afgræsse så stort et område, som muligt, således at effekten bliver uhensigtsmæssig både med hensyn til natur- og produktion. En kombination med slæt eller prioritering mellem arealer vil være mere hensigtsmæssig. Desuden er der brug for mere detaljeret viden om, hvordan man styrer disse arealer med så enkle driftsjusteringer, som muligt.

Flere steder er det et problem at skaffe dyr nok til afgræsning. Hvis man vælger at lade dyrene afgræsse så stort et område som muligt, kan det betyde at effekten bliver uhensigtsmæssig, både med hensyn til natur- og produktion.

På arealer med en høj andel af problemarterne er dyrenes tilvækst begrænset af, at foderet har for lavt et energiindhold, og de græssende dyr skal indtage store mængder tørstof for at få nok energi til vækst. Undertiden er deres vom-volumen således ikke tilstrækkelig stor. Derfor kan det på arealer af denne type være fordelagtigt, hvis der kan tildeles et energirigt tilskudsfoder, som ikke indeholder N, P eller K af betydning, og som returneres til græsningsarealet uden en hæmmende effekt for udviklingen i botanisk diversitet. Nogle foderemner har faktisk et relativt lavt indhold af næringsstoffer i forhold til energiindhold, og det vil være relevant at undersøge, om mindre mængder af et tilpasset tilskudsfoder kan forbedre den animalske tilvækst væsentligt uden at skade vegetationen.



Andelen af lyse-siv er her blevet tydeligt påvirket af, om der var slæt eller afgræsning på arealet i de foregående år. I forgrunden en parcel hvor der er taget to slæt per år og bag tråden et område med let afgræsning de foregående fem år. I området med slæt er der stadig lyse-siv tilbage, men de vokser ikke i kæmpe tuer, og er i stedet tyndt bredt ud i vegetationen. På parcellen med slæt udgør lyse-siv ikke en dominerende andel som efter let afgræsning.

6. Omlagte enge

6.1. Artssammensætninger eller strukturer, der kan vise om et areal har været omlagt inden for en given periode.

Ude i ådalene er der forskellige karakteristika, der kan vise, om et engareal har været omlagt for nyligt, eller om det er mange år siden, det er lagt om. Når enge omlægges, bliver de i højere grad homogeniserede (se bl.a. Nielsen m.fl., 2002a; Hald m.fl., 2003):

Det der kan ses:

- Terrænvariationer udviskes ved omlægning og gør topografien mere ensartet (se tekst)
- Ingen sten på engen
- Engen indeholder kulturarter efter isåning
- Vegetationen præges af græsser, herunder kulturgræsser
- Højt forholdstal mellem kulturarter/naturarter
- Tilstedeværelsen af ruderalarter
- Mange af de tilstedeværende arter vil starte væksten tidligt om foråret eller kan endda være mere eller mindre i vækst hele året
- Tørvens øverste lagdeling homogeniseres i pløjelagets dybde – nogle steder kan der påvises en pløjesål, og jordbundsprofil kan evt. afsløre ændringer i tørvlaget som følge af pløjning
- Tørven smuldrer og er usammenhængende.

Det der kan måles:

- Hvis der er frø af kornmarks ukrudtsarter tilstede i jorden er det tegn på at området har været omlagt i en længere periode. Hvis de ikke er tilstede og frøbanken primært består af græsmarks planter har der ikke været omlagt i en længere periode.
- Omsætningen øger mineraliseringen og C/N forholdet i tørv mindskes

Hvis der er lokale mineraljordsområder på tørveengen, hvilket ofte er tilfældet i ådale, kan man måske vurdere om der er overslæb af mineraljord lokalt til omgivende tørvejord, hvilket indikerer jordbearbejdning. Tilstedeværelsen eller fravær af arter med forskellige økologiske karakteristika afgøres ved at gennemgå artslisten og arternes økologi og herudfra drages konklusion vedrørende omlægning.

Omlagte enge drives normalt med gødskning, hvilket kan ses f.eks. af næringsstofindhold i biomassen og af vegetationens farve om foråret. Enge, der har været omlagt vil også typisk være dybt drænede. Forholdet mellem kulturarter/naturarter kan give et fingerpeg med hensyn til, om der er sket en nylig omlægning, eller om det er en længere årrække siden sidste omlægning. Typiske kulturarter er eng-rapgræs, eng-rottehale, alm. rajgræs, eng-svingel, alm. rapgræs, rød svingel, hvid-kløver og rød-kløver. Der er imidlertid for mange variable forhold af betydning for ændringshastigheden fra kultursamfund til naturpræget samfund, til at vegetations-sammensætningen alene, mere præcist kan tidsfæste en omlægning, der er mere end et par år gammel. Kulturarternes genetik/sortliste kan måske fortælle noget om, hvornår isåningen er sket.

Forholdet mellem kulturarter, der er udsået, og naturarter kan bidrage til en vurdering af, om der er sket en omlægning for nylig, eller om det er en længere årrække siden sidste omlægning. Typiske kulturarter i engen er eng-rapgræs, eng-rottehal, alm. rajgræs, eng-svingel, alm. rapgræs, rød svingel, hvidkløver og rødkløver.

Indikatorer for uomlagte enge

En række strukturer som naturlig stenstrøning, heterogene terrænforhold, enkeltstående tuer og myretuer af gul engmyre kan sammen med mosdække indikere at en eng sandsynligvis ikke har været omlagt, mens fravær af disse strukturer ikke entydigt siger, at den har været omlagt. Uomlagte enge kan desuden rumme spor efter gamle åslyngninger, strandvolde, vældskåle og vældpartier, som bidrager til en terrænmæssig heterogenitet.

Enkelte mos-arter som *Calliergonella cuspidata* kan i øvrigt indfinde sig ret få år efter omlægning, et veludviklet moslag er således ikke en entydig indikator på en uomlagt status. Engmyren er afhængig af lang græsningskontinuitet og kræver således både, at engen ikke er omlagt, og at den fortsat græsses (Nielsen, 2003). Engmyre forsvinder også ved høslæt og på enge, der oversvømmes hyppigt.

Strukturer som naturlig stenstrøning, heterogene terrænforhold, enkeltstående tuer og myretuer af gul engmyre kan sammen med mosdække indikere at en eng sandsynligvis ikke har været omlagt, mens fravær af disse strukturer ikke entydigt siger, at den har været omlagt. Enkelte mos-arter kan desuden indfinde sig ret få år efter omlægning.

På uomlagte, ekstensivt drevne enge består jordbunden af en mere sammenhængende tørvejord med en naturlig lagdeling i tørveprofilen og C/N forholdet er højt sammenlignet med de hyppigt omlagte arealer. Vegetationen på uomlagte, ekstensivt drevne enge vil være karakteriseret ved, at der er relativt mange urter i forhold til græsser samt mange forskellige arter af bladmosser. Artsfordelingen vil være uden dominans af en eller få arter, der er således ingen dominans af kulturarter, og der vil være en flad hyppighedsfordelingskurve for de tilstedeværende arter.

På de uomlagte enge vil de arter, der er til stede, kun i ringe omfang være arter med persistent frøbank. Væksten vil typisk være længe om at komme i gang om foråret, og engen vil fremtræde olivengrøn om foråret, forudsat den ikke gødskes.

Plantearter med myrespredning og plantearter uden spredningsmekanismer (gravity) har vanskeligt ved at genindfinde sig i restaureret natur (Kirkman m.fl., 2004). Sådanne arter kan derfor indikere, at arealet ikke har været lagt om. Omvendt vil tilstedeværelsen af en stor andel af arter, der spredes let, eller som har persistent frøbank som visse siv, star og græsser, indikere, at engen har været omlagt.



Engmyretuer og sten, der indikerer at engen ikke har været omlagt. På enge, der oversvømmes hyppigt, er der dog ingen engmyrer.

Enge, der ikke er omlagte, kan godt være blevet drænet. Et åbent – men hverken særlig dybt eller bredt - grøftesystem findes i næsten alle enge. Det var den eneste måde, hvorpå man kunne etablere græsning og høslæt i sin tid i kærene, nemlig en let overfladeafdræning fra bl.a. de mange væld i løbet af forsommeren. Engarterne bryder sig, som nævnt, ikke om højt stagnerende vand om sommeren.



Ved omlægning af naturenge, som på billedet til venstre, bliver de fysisk-kemiske kårforhold meget homogene, og det levner kun plads til en enkelt art eller få arter som på billedet til højre. Her favoriseres en homogen vegetation af eng-rapgræs. Kulturindgrebene viser sig gennem den meget grønne og ensartede farve sammenlignet med naturengens mange farver.

7. Naturmæssig optimering af plejen - opsamling

Græsningspleje har i mange tilfælde ikke været defineret i forhold til målene på de givne lokaliteter. I forbindelse med naturpleje bliver vi nødt til præcist at definere, hvad målet for plejen er, gøre op hvordan målet kan nås – og vurdere hvilke problemer der er. Desuden er det nødvendigt at følge op på om målene nås. Naturpleje skal således ikke bare bestå i rygmarvsrefleksen 'ekstensiv afgræsning', som den blev udført indtil 1950'erne, da naturen havde det godt.

Naturpleje handler om at bevare eller skabe bedre naturkvalitet. Med god naturkvalitet menes, at de arter, der er karakteristiske eller som i øvrigt tilhører den målsatte naturtype på det pågældende sted, er repræsenteret i forventet omfang. Naturkvalitet vil i det følgende mest omhandle den botaniske kvalitet.

Naturpleje handler om at komme fra en tilstand (A) til en bedre tilstand (B), hvor afstanden fra A til B kan være kort eller lang (fig. 15 og tabel 15). Vejen fra A til B findes ved at bruge vores viden om, hvordan vi mener engsamfund (tilstand A), som vi står i, bør se ud (tilstand B) og en vurdering af om målene kan nås, hvordan de kan nås, og om indsatsen står i rimeligt forhold til målene.

Når vi taler om naturpleje er det vigtigt at være opmærksom på, at nogle arter kan være dominerende i vegetationen - alene eller sammen med flere andre arter. De er ofte den føde de græssende dyr lever af. De udgør hovedparten af biomassen og kaldes i det følgende matrix-arter. Andre arter forekommer mere sporadisk i vegetationen, fylder kun lidt i biomassen og dermed i dyrenes føde. De udgør dog størstedelen af artsdiversiteten og kaldes i det følgende subordinate arter.

Problemer, som skal overvejes

Det at komme fra tilstand A til B er et forhindringsløb med mange problemer, som vi skal kende for at finde den rigtige løsning (Tabel 15). Det handler om:

- Er den nuværende driftshistorie forenelig med opretholdelse eller opnåelse af måltilstanden
- Karakteren af de tilstedeværende arter og forekomst af førn
- Hvor kan "nye" arter komme fra og hvordan spredes de
- Spirings- og etableringsbetingelserne
- Vekselvirkningen mellem vandstandsforhold og stofomsætning
- Næringsniveau og struktur i jordbunden
- Samlet vurdering af mulighederne for at nå målet, og alternativt, hvor langt kan man nå?

Der findes ikke en enkelt universalløsning med hensyn til pleje. Derfor kan der være forskellige veje fra udgangspunktet og til den målsætning, der er beskrevet for et givet areal, og det er vigtigt at klarlægge de faglige flaskehalsproblemer.

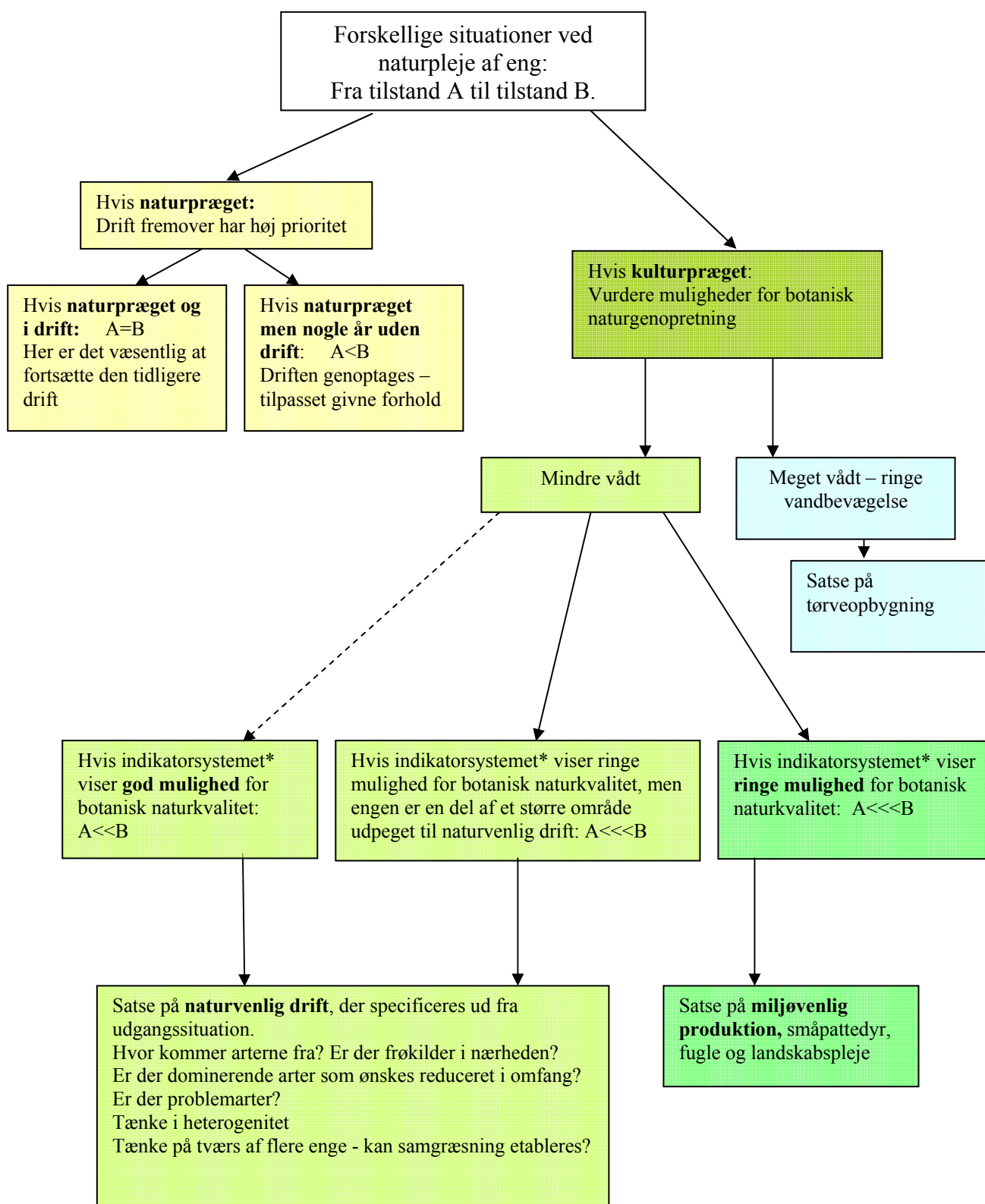


Fig. 15. Skitse over de forskellige situationer man kan stå over for ved vurdering af engarealer, og prioritering af muligheder ved en fremtidig naturfremmende drift og pleje. Med hensyn til indikatorsystemet (*) henvises til fig. 4. Se desuden tabel 15 og 16.

Tabel 15. Beskrivelse af de forskellige situationer man kan stå i ved naturpleje af enge. Naturpleje handler om at komme fra én tilstand (A) til en evt. bedre tilstand (B) med en begrundet strategi for, hvordan vi kommer fra A til B. (Se også tabel 16 og fig. 16).

Forholdet mellem den nuværende tilstand A og målet B		Arter	Problemstillinger vedrørende pleje
A=B	A er en god lokalitet, dvs. at plejen har været kontinuitet i mange år.	Alle målarter* og karakterarter** er tilstede i forventet blanding. Der er mange matrix-arter***. Der er mange subordinate arter****, der udgør diversiteten.	Hidtidige praksis kendes. Plejen fortsætter bare.
A<B	Lokaliteten er god, men har haft nogle år med driftsophør.	Alle målarter og karakterarter er tilstede, men ikke i forventet blanding: Nogle arter er næsten væk, subordinate arter, f.eks. tagrør, er blevet mere dominerende, tidligere matrix-arter er måske blevet mindre synlige i vegetationen og blevet færre. Evt. nye arter er kommet til: Vindspredte arter som dueurt arter, brandbæger, gyldenris arter.	Plejen genindføres, men hvordan?
A<<B	Lokaliteten har været gødsket og evt. omlagt. Kvaliteten er mindre god.	Ingen målarter. Kun få karakteristiske arter er tilstede. Grokraften er øget som følge af gødskning. Miljøet er homogent. Matrix-arter udgøres af kulturarter. Tidligere subordinate eutrofe arter er mere synlige: Lyse-siv, tagrør, lådden dueurt, mjødurt, engrørhvene, rød-el. Nye arter er kommet til: Rørgræs, mosebunke, engrævehale, vindspredte dueurt-arter, stor nælde, grå-pil.	Karakteristiske engarter er i mindretal og kulturarter er i flertal. Genoprette/restaurere, men hvordan?
A<<<<B	Lokaliteten har været i omdrift gennem nogle år.	Ingen målarter eller karakterarter. Kun frøbank af ukrudtsarter, kulturarter, græsser, siv etc. Grokraften er øget som følge af gødskning.	Genetablere efter omdrift i nogle år, men hvordan?

* Målarter er arter, der ønskes fremmet. **Karakterarter er karakteristiske engarter.

Matrix-arter er biomasse dominerende arter. *Subordinate er biomasse sporadiske arter.

Mulige løsninger

Det er ikke muligt at give én universal løsning mht. pleje. Lokaliteterne er forskellige og problemerne er forskellige. Udgangspunkterne, endemålene og vejene mellem tilstand A og B er forskellige. I mange tilfælde må man regne med at skulle bruge forskellige metoder undervejs fra tilstand A til tilstand B, dvs. følge op og justere.

Når der skal findes løsninger, er det vigtigt at analysere udgangstilstanden A med hensyn til arter, kårforhold, hydrologi, heterogenitet, jordbund med videre, og sammenholde med den målsatte tilstand. Samtidigt er det vigtigt at stille sig spørgsmål som: Er driftsforhistorien én, der bør fortsættes? Hvor stort et areal kan/bør der inddrages i løsningen for at opnå en forbedret tilstand? Ved afgræsning sikre, at der er tilstrækkeligt foder under hele forløbet og af en tilstrækkelig kvalitet til kreaturerne, dvs. overveje forholdet mellem matrix-arter og subordinate arter i forhold til dyrenes ernæringssituation. Udgangspunktet er at klarlægge de faglige flaskehalsproblemer, der skal løses.

Tabel 16. Eksempel på støtteskema til problemløsning ved restaurering af enge.

Emne	Tilstand A (udgangspunkt)	Tilstand B (mål for ønsket tilstand ved naturpleje)	Fra A til B (hvad skal ændres og løsningsforslag)
<u>Driftshistorie</u>	Beskrivelse af dyrkning, omlægning, afgræsning, slæt, gødskning, anden jordforbedring (kalkning o.l.)	Den typiske driftshistorie, der resulterer i tilstand B	Ophør af uønskede driftselementer, indførelse af ønskede driftselementer.
<u>Vegetationskarakteristik</u>	Artsliste for tilstand A Kulturart andel Matrix-arter, B-målarter Førnetykkelse	Målarter for B (basisliste, evt. ønske om en vis andel, evt. tilstedeværelse af specifikke arter, evt. liste potentielle matrix-arter*)	Højt førneindhold: radikal pleje som indledning, slåning med fjernelse, evt. afbrænding; opfølgende pleje. Vurdering af pleje i forhold til tilstedeværende og manglende arters plejetilpasning. Valg af plejemetode.
<u>Spredningspotentiale af ønskede arter i tilstand B</u>	Vurdering af det umiddelbare spredningspotentiale	Identifikation af eksisterende B-tilstandsområder i nærområdet af A, karakterisering af tilstand og botanisk indhold, herunder B-arternes dominerende spredningsbiologi	Optimal lokal pleje til øget spredning af B-arter. Evt. samdrift mellem A-området og nærliggende B-områder, eller biologiske spredningskorridorer eller –medier (husdyr) mellem A- og B-områder, overvejelse af udspreddning af sent høstet, findelt type B hø på A, når frøbed tilstede i rimeligt omfang
<u>Spirebede</u>	Forekomst af spirebed i A: Pct. bar bund	Hvordan opretholdes en artsrig situation i B? Stedbundne eller vandrende arter?	Vurdering af midler, som kan tilpasse forekomsten af spirebed; valg af pleje med henblik på tilpasning af spirebeds andel
<u>Vandstand og stofomsætning</u>	Beskrivelse af tilstand A mht. vandstand og stofomsætning	Beskrivelse af tilstand B mht. vandstand og stofomsætning, sidstnævnte med vægtning af spørgsmålet stofbinding eller stoffriggørelse; tørvedannelse eller mineralisering	Overvej radikale indgreb til ændring fra A til B (nødvendige forudsætninger) samt en langsigtet strategi for at ændringen fra A til B nås. Hvis samfundet er mineraljord- og mineralisations baseret kan ændringen være relativt enkelt. Men ændring fra et uorganisk vækstmedie til et organisk vækstmiljø, hvor planter, førn og tørv indgår som en højere helhed kan være meget tidskrævende i retableringen.
<u>Næringsniveau og struktur i jordbunden</u> (knytter sig nært til de foregående)	Beskrivelse af trofiniveau og heterogenitet for A	Beskrivelse af trofiniveau samt evt. fordringer til heterogenitet i overflade for B	Overvej mere specifikke tiltag der kan regulere jordbundens tilstand og fremme vejen fra A til B; eksempelvis fjernelse af næringsstoffer gennem gentagne slæt.
<u>Syntese, prioritering og rangordning af handlingsplanen.</u> Justering og feedback.			Samle alle handlingsvariable fra det foregående, jf. fig. 14. Vurdere om nogle tiltag hindrer gennemførelsen af et andet og opstil rækkefølge med henblik på at optimere effekten. Der opstilles milepæle, og procedurer for revision og verifikation. Hvis B ikke kan nås, målsætte en tilstand C i stedet, der er bedre end A.

*Se fodnote tabel 15.

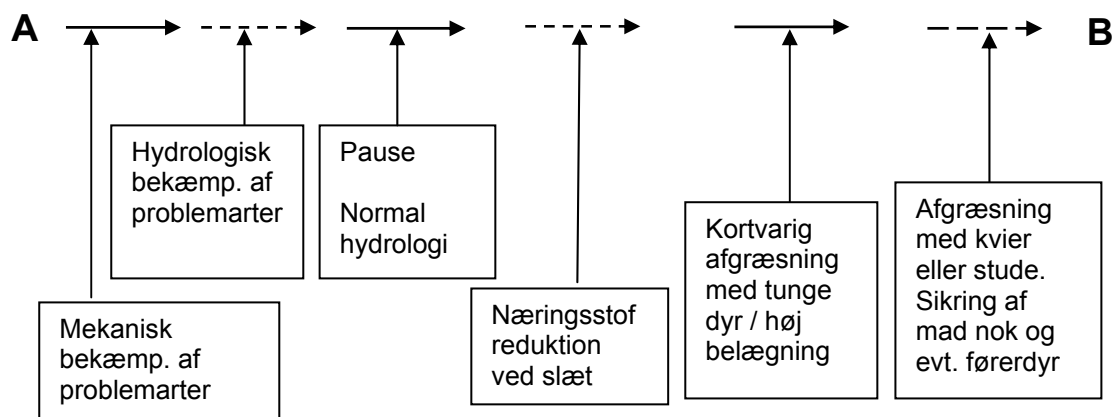


Fig. 16. Eksempel på hvordan del-løsninger og metoder opstilles i logisk og gennemførlig rækkefølge.

Delløsninger og metoder opstilles i logisk og gennemførlig rækkefølge (fig. 16), idet nogle løsningsmetoder udelukker andre. Eksempelvis, kan heterogenitet skabt med dyrene ikke umiddelbart efterfølges af slæt, hævnning af vandstand ikke efterfølges af græsning, hvis der er skjulte grøfter, blød bund eller der ikke er arter, de kan leve af.

Det er i denne sammenhæng vigtigt, at man dokumenterer, hvilke beslutninger om ændringer, der tages, og på hvilket grundlag. Da udviklingen fra tilstand A til B i bedste fald sker over nogle år, ofte dog over flere årtier, vil det mere være reglen end undtagelsen, at handlingsprogrammet skal ændres under vejs. Det kræver at man kender tilstanden, forventningerne og beslutninger fra tidligere i restaureringsforløbet. Til dette kan man bruge skematiske opstillinger, som i viste eksempel, hvor man identificerer problemerne eller emnekredsene, beskriver udgangspunktet (A), beskriver forventningerne (målet, tilstand B), og endeligt beskriver en rute af virkemidler fra A til B. Efterfølgende skal de enkelte ruter samles i en ruteplan, der opstiller en sekvens af etaper undervejs i den samlede plan. Disse skal ordnes således at etaper ikke spærrer for gennemførsel af senere etaper, f.eks. at man ikke hæver vandstanden så meget, at en optimal langsigtet pleje hindres.

Da udvikling fra A til B ofte vil vare flere årtier vil det som regel være nødvendigt at ændre handlingsprogrammet undervejs. Strategien vurderes ud fra tilstand, forventninger og beslutninger fra tidligere i restaureringsforløbet.

Boks 8. Slæt og afgræsning har forskellige funktioner i naturplejen.

Høslæt og afgræsning påvirker vegetationen forskelligt over tid. Høslæt sker som tidsmæssigt begrænsede begivenheder: Ét eller få slæt, hvorimod afgræsning foregår som en løbende proces over store dele af året eller hele året – evt. som vintergræsning til afpudsning. Høslæt blev tidligere benyttet på meget våde områder, f.eks. med le på star-enge med næb-star, stiv star og avne-knippe. Høslæt kan således benyttes ud over de lokaliteter, hvor græsning kan anvendes.

Slæt fjerner næringsstoffer fra arealet. Afgræsning fjerner kun næringsstoffer i meget begrænset omfang, men fjerner potentiel produktion af skyggende biomasse idet strukturen forbliver lav. Slæt skaber åben 'vissen' bund efter slæt, men med genvækst overalt efter slættidspunktet. Græsning fremmer kontinuerlig produktion af nye skud, dvs. at vegetationen holdes frisk og næringsrig hele tiden, hvis der er et rimeligt græsningstryk.

Slæt og afgræsning fremmer forskellig lyskrævende vegetation. Ved slæt fremmes en lav og åben vegetation og fremmer derfor arter, der er lyskrævende og som kan tåle afskæring. Arter, der ikke tåler skygge på grundblade, klarer sig kun ved en tynd vegetation, hvilket betyder at sent slæt kan hæmme diversitet ved højproduktive forhold. Ved afgræsning fremmes arter, der er lyskrævende og tilpasset tilbagevendende forstyrrelse (tabel 17). Det bemærkes at alle engarter er ret lyskrævende (høj Ellenberg-L værdi) og mange af de mindst gødnings intolerante arter er større arter med bladmasse et godt stykke over jordoverfladen.

Slæt og afgræsning påvirker den fysiske struktur ved jordoverfladen forskelligt. Høslæt homogeniserer jordoverfladen og vegetationen, dvs. vegetationen er divers, men ret ens fra m² til m². Græsning skaber fysisk heterogenitet ved jordoverfladen, hvilket betyder niche heterogenitet for planter i form af bar jord, varierende lystilgang, græsningsstyrke, etc. og rumlig heterogenitet i vegetationen i form af plæne- og tuestrukturer. Det betyder flere nicher for diverse dyrearter.

Den fænologiske udvikling i form af blomstring er forskellig ved høslæt og afgræsning. Sent høslæt betyder, at planterne får mulighed for at blomstre og sætte frø – og eftermodner i høet. Tidlig slæt betyder, at en del arter stadig vil blomstre, men sætter måske ikke modne frø. Jo hårdere afgræsning, jo mindre blomstring – med mindre det drejer sig om arter tilpasset blomstring ved jordoverfladen, som lav tidsel, eller meget tidlig blomstring, som eng-kabbeleje og eng-karse.

Høslæt og afgræsning har forskellig effekt på arterne. Høslæt opformerer tilstedeværende arter, der kan tåle afhugning af overjordiske dele. Høslæt i sig selv skaber ikke en artsrig eng, men kan skabe forudsætninger for en højere artsrigdom ved at fjerne næringsstoffer og åbne bunden for spiring af arter, der kræver høj temperaturvariation. Sent høslæt øger mængden af frø, der eftermodnes og tabes på stedet. Herved øges artstætheden, hvis der skabes spiringsmuligheder, f. eks. kan skabes spiringsmuligheder gennem kreaturerne tråd.

Tabel 17. Effekt af gødskning, græsning og høslæt samt Ellenberg værdi for lys (Ellenberg-L) og kvælstof/produktivitet (Ellenberg-N) for en række engarter. For græsning og slåning er anvendt en skala fra 2 til – 2, mens der for gødskning er anvendt en skal fra 3 til – 3, som angiver graden af hhv. fremmende og hæmmende effekt af behandlingen på den pågældende art. Ellenberg værdierne kan antage værdier fra 1 til 9, hvor den højeste værdi betyder mest lyskrævende henholdsvis mest næringsbegunstiget. (Kilde: Ellenberg m.fl. 1992; Benstead m.fl., 1997).

		Gødskning	Græsning	Slåning	Ellenberg-L	Ellenberg-N
Hunde-hvene	<i>Agrostis canina</i>	-3	2	2	9	2
Eng-viol	<i>Viola palustris</i>	-3	1	1	6	3
Glanskapslet siv	<i>Juncus articulatus</i>	-2	2	2	9	2
Almindelig star	<i>Carex nigra</i>	-2	2	2	8	2
Hirse-star	<i>Carex panicea</i>	-2	2	2	8	4
Maj-gøgeurt	<i>Dactylorhiza majalis</i>	-2	2	2	8	3
Høst-borst	<i>Leontodon autumnalis</i>	-2	2	2	7	5
Mangeblomstret frytle	<i>Luzula multiflora</i>	-2	2	2	7	3
Kær-ranunkel	<i>Ranunculus flammula</i>	-2	2	2	7	2
Krybende potentil	<i>Potentilla reptans</i>	-2	2	2	6	5
Lav ranunkel	<i>Ranunculus repens</i>	-2	2	2	6	7
Blågrå siv	<i>Juncus inflexus</i>	-2	2	1	8	4
Børste-siv	<i>Juncus squarrosus</i>	-2	2	1	8	1
Vandnavle	<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	-2	2	1	7	2
Engkarse	<i>Cardamine pratensis</i> *	-2	2	1	4	x
Almindelig sumpstrå	<i>Eleocharis palustris</i>	-2	1	2	8	?
Almindelig mjødurt	<i>Filipendula ulmaria</i>	-2	1	2	7	5
Sump-kællingetand	<i>Lotus uliginosus</i>	-2	1	2	7	4
Trævekroner	<i>Lychnis flos-cuculi</i>	-2	1	2	7	x
Klokkelyng	<i>Erica tetralix</i>	-2	1	1	8	2
Smalbladet kæruld	<i>Eriophorum angustifolium</i>	-2	1	1	8	2
Spæd mælkeurt	<i>Polygala serpyllifolia</i>	-2	1	1	8	2
Djævelsbid	<i>Succisa pratensis</i>	-2	1	1	7	2
Liden siv	<i>Juncus bulbosus</i>	-2	1	1	6	2
Tormentil	<i>Potentilla erecta</i>	-2	1	1	6	2
Kær-fladstjerne	<i>Stellaria alsine</i>	-2	1	1	5	4
Tyndakset star	<i>Carex riparia</i>	-2	0	1	7	4
Spidsblomstret siv	<i>Juncus acutiflorus</i>	-1	2	2	9	3
Lyse-siv	<i>Juncus effusus</i>	-1	2	2	8	4
Blågrøn star	<i>Carex flacca</i>	-1	2	2	7	4
Glat ærenpris	<i>Veronica serpyllifolia</i>	-1	2	2	x	5
Engblomme	<i>Trollius europaeus</i>	-1	1	2	9	5
Kær-tidsel	<i>Cirsium palustre</i>	-1	1	2	7	3
Vinget perikon	<i>Hypericum tetrapterum</i>	-1	1	2	7	5
Sylt-star	<i>Carex otrubae</i>	-1	1	2	6	6
Sump-snerre	<i>Galium uliginosum</i>	-1	1	2	6	2
Dynd-padderok	<i>Equisetum fluviatile</i>	-1	1	1	8	5
Butblomstret siv	<i>Juncus subnodulosus</i>	-1	1	1	8	3
Tykbladet ærenpris	<i>Veronica becca-bunga</i>	-1	1	1	7	6
Kær-dueurt	<i>Epilobium palustre</i>	-1	1	1	7	2
Mose-bunke	<i>Deschampsia caespitosa</i>	-1	1	-2	6	3
Toradet star	<i>Carex disticha</i>	-1	0	2	8	5
Eng-kabbeleje	<i>Caltha palustris</i>	-1	0	2	7	6
Vand-brandbæger	<i>Senecio aquaticus</i>	-1	0	1	7	5
Dunet dueurt	<i>Epilobium parviflorum</i>	-1	-1	-1	7	6
Vand-mynte	<i>Mentha aquatica</i>	-1	-1	-1	7	5
Blåtop	<i>Molinia coerulea</i>	-1	-1	2	7	2
Kær-star	<i>Carex acutiformis</i>	-1	-2	-1	7	5

?: Ingen Ellenberg værdi for pågældende faktor.

x: Indifferent med hensyn til pågældende faktor.

*ssp. *pratensis*.



Der er to væsentlige måder, hvorved mangfoldigheden forringes på engene. Når arealerne slet ikke benyttes, som på billedet øverst. De mange planter og dyr knyttet til eng trives ikke her, fordi der er for lidt pleje. Når arealerne drives meget intensivt, som på billedet nederst. Her har ejeren brug for at producere så meget foder som muligt, og benytter samtidig arealerne som harmoniarealer. Nørreådal 2004.

8. Ideer og forslag vedr. forvaltning af § 3 enge

a. Kortlægning, klassificering og prioritering af plejeindsats.

Engenes værdi og tilstand er generelt dårligt beskrevet. Sammen med moser og kær er ferske enge de naturtyper, der med hensyn til naturkvalitet er mindst kendt i de største dele af Danmark. Det vides dog at mange § 3-enge er af lav naturkvalitet på grund af manglende pleje. For at kunne foretage en målrettet indsats for at bevare og forbedre engenes naturværdi er der behov for en bedre viden om engenes tilstand, potentiale og plejebehov.

For at sikre en (fortsat) ekstensiv drift af alle særligt værdifulde enge med lang driftskontinuitet er der brug for et tilskudssystem der begunstiger hensigtsmæssig pleje af de værdifulde enge uanset om de beliggende i Natura 2000-områder eller uden for. Disse enge er få i antal, ofte arealmæssigt små, ligger spredt i landskabet og er eneste artsressource for andre områder. Samtidig er der også behov for vedvarende græsarealer med en stabil græsproduktion som aflastningsarealer for sårbare naturarealer, og evt. til færdigfodring og vinterfoder.

Der er forskel i floraen og faunaens krav til driftsintensitet. Selv om der er en vis sammenhæng mellem insektdiversitet og floradiversitet, kan der godt være et rigt dyreliv på arealer, hvor floraværdien ikke er helt optimal. Småpattedyr kan f.eks. godt trives ved et lidt højere produktionsniveau.

Planlægning af engpleje og -retablering bør ske ud fra hensyn til engenes natur- og miljømæssige potentiale og med fastsættelse af en specifik målsætning for den enkelte eng. Det er vigtigt at prioritere, hvad man vil understøtte på forskellige arealer. De høje tilskud må følge arealerne med høj floraværdi, hvor der er behov for at opretholde en meget ekstensiv drift til høj omkostning. På andre arealer kan opretholdes åbne landskaber med plads til småpattedyr, fugle m.v., hvor der sættes på en ekstensiv drift til en lavere omkostning og samtidig bedre plads til en miljøvenlig landbrugsproduktion.

Efterhånden bliver vandregime-problematikken mere og mere aktuel idet der i nogle ådale er "drænet i bund", dvs. at man ikke længere kan skaffe tilstrækkeligt afløb fra arealerne. Her må det vurderes, hvad der driftsmæssigt er realistisk. Ud over at det er vanskeligt for græssende dyr at færdes på arealerne, er der også problemer omkring husdyrsygdomme. Leverikter er således et tiltagende problem på våde engarealer.

Hvis vandstanden er meget høj, f.eks. af hensyn til fuglelivet, kan man ikke samtidig kræve at arealerne skal afgræsses til fare for husdyrene. Ved prioritering må det derfor vurderes, hvor realistisk det er med pleje af engflora på givne arealer, afhængig af om de er tilstrækkeligt afdrænede i sommerperioden til at afgræsning eller slæt er muligt. Man må således afpasse målsætning og driftsbestemmelser – hvis målet er en græsnings- eller høslætseng vil der ofte være behov for en fortsat vedligeholdelse af overfladiske grøfter, der forhindrer at engen forsummer, og dermed gradvis må udgå af drift.

Fremover vil der fra officielt hold blive fokuseret på naturværdierne inden for habitatområder (Handlingsplan for Biodiversitet, Skov- og Naturstyrelsen samt nye regler for MVJ-tilskud). Her bliver der mulighed for en mere koncentreret indsats og etablering af større sammenhængende arealer. Der er imidlertid mange landmænd uden for habitatområder, som har en værdifuld eng og brug for støtte til en plejeindsats. Disse områder er tillige af stor lokal rekreativ betydning. Desuden er der flere og flere landmænd, som får udarbejdet naturplan på bedriftsniveau, eller kollektive naturplaner, og det er vigtigt at de får støtte til at anvende nogle af forslagene i deres naturplaner til drift af enge med høj naturkvalitet. Der er generelt behov for at fremme dette interesseområde og gøre jordbrugere klar til en mere aktiv deltagelse, når landbrugsstøtten på sigt forventes at overgå til landdistrikts- og naturplejeaktiviteter.

Med hensyn til at understøtte naturbevidstheden i landbruget og fremme en natur- og miljøvenlig engpleje er det relevant at udarbejde et biologisk funderet beslutningsstøttesystem for engdriften, og som kan hjælpe med at gøre naturindsatsen på engene mere håndgribelig og effektiv.

Der er mange værdifulde enge uden for Natura 2000-områder, og der er brug for støtte til en plejeindsats også på disse lokaliteter.

På arealer, der får tilført store mængder næringsstoffer fra omkringliggende landbrugsarealer, eller arealer der er i første stadier på vej mod en retablering kan fjernelse af næringsstoffer optimeres ved en slæt- strategi. På sådanne arealer kan det være relevant at tilføre det begrænsende næringsstof for at kunne hente de andre næringsstoffer væk fra arealet. Det kan både være fordelagtigt med hensyn til naturen og for vandmiljøet. F. eks. kan tilførsel af K være af stor betydning for at hente N og P bort fra arealet (Nielsen m.fl., 2003).

Hvis plantemateriale fra engene ikke kan afsættes som hø er det muligt at pleje engarealer ved at afhøste materialet og benytte det i biogasanlæg. Der er efterhånden mange steder, hvor der er mulighed for at kombinere naturpleje på arealerne med energimæssig udnyttelse af biomassen. Herved kan man overføre næringsstoffer fra eng til ager, og opnå en kombineret miljø- og naturplejeeffekt.

På næringsrige lavbundsarealer kan det være relevant at hente næringsstoffer væk fra arealet ved en slætstrategi. På sådanne arealer kan en tilførsel af det begrænsende næringsstof give en bedre miljømæssig effekt end en strategi helt uden gødningstilførsel. Afhængig af arealtype må det vurderes om det er arealer, der løbende tilføres næringsstoffer, og dermed har behov for længere tids drift på denne måde, eller om der er tale om en kortere årrække, hvor overskydende næringsstoffer føres bort fra arealet.

Hvis arealerne er meget fugtige kan en alternativ anvendelse være at producere tagrør til tagdækning eller plantemateriale fra arealerne kan benyttes til byggematerialer. Der importeres tagrør, selv om man kunne øge produktionen her i landet. Det kræver store arealer med tagrør inden for et område, hvis man skal udnytte rør rentabelt. Tagrørshøst vil med tiden være med til at gøre rørskoven mere åben og dermed mere artsrig. Det er naturligvis ikke ønskeligt at alle ådale skal overgå til tagrørsproduktion, men når der skal

prioriteres vil der være områder, hvor en artsrig engvegetation er meget langt fra udgangspunktet, og hvor andre alternativer må vurderes.

b. Retablering, hvor mulighederne vurderes at være bedst, kombineret med hensyn til lokale forhold

Retableringspotentiale vurderes ud fra tilstand, forekomst af frøkilder, miljøforhold og hensyn til at skabe sammenhænge mellem eksisterende arealer (se også fig. 4). Desuden inddrages de lokale ønsker, hvor de rekreative interesser kan have forskellig karakter. Der kan f.eks. være ønsker om åbne landskaber, landskaber med et højt naturindhold i form af planter, insekter, fugle m.v. Der kan desuden være jagtinteresser eller ønsker om adgangsforhold, ønsker om græssende dyr i landskabet og ønsker om at indgå i naturplejegrupper af forskellig karakter.

Indsatsen med retablering af enge med højt naturindhold lægges hvor der er størst chance for en god effekt og ud fra lokale hensyn, f.eks. hvor der er mange som får glæde af et naturområde.

Nogle steder vil det være relevant at etablere en ny helhedsorienteret driftsstrategi for et større ådalsområde og dispensere fra tidligere MVJ-aftaler og brakaftaler. Det kan være tilfældet, hvis der f.eks. er 20-årige udtagninger, hvor der ikke må være landbrugsaktiviteter, eller hvis der er brakarealer, som blokerer for en rationel ekstensiv drift af større engflader. Et andet problem er krav om harmoniarealer.

Drift af større enheder kan f.eks. udføres af en enkelt lavbundsbedrift, dvs. en større bedrift, der har hovedparten af sine arealer i en ådal, eller et græsningsselskab. Ved en sådan "new deal" kunne man nytænke områdets udnyttelse og det samlede tilskud ved at sammenkoble støtte til ådalsprojekter med støtte til landdistriktsudvikling, hvor bosætningsfremmende aktiviteter, som adgangsforhold, græsningsareal til hestehold m.v. kan indgå. Eksempler på sådanne former for 'new deals' bør udarbejdes for konkrete områder.

c. Reguljustering på sigt af hensyn til naturværdierne

Braklægningsreglerne kan omformuleres således at man i stedet for den kendte braklægning udtager samme arealandel til vedvarende græsarealer med en ekstensiv drift. Det vil have både en produktions- og miljømæssig effekt. Nogle af de udtagne brakarealer på lavbund bliver til et højstaude område. Det kan f.eks. være arealer, der ikke må afgræsses eller arealer der kun må græsses med egne dyr. I mange tilfælde har landmanden ikke græsningsdyr selv. I sådanne højstaude enge går græstørven evt. i opløsning, og arealet kan blive dyndpræget og utilgængeligt. Derfor vil der i mange tilfælde kunne opnås en bedre natur- og miljøeffekt ved at opretholde en græsmarkspleje på arealerne. Tilsvarende problemstilling kan knyttes til de udvidede vandløbsbræmmer.

Den miljøvenlige indsats på vandløbsnære lavbundsarealer kan f.eks. være etablering af en større andel af vedvarende græsarealer i modsætning til marker i omdrift. Herved opnås en mindre næringsstof mineralisering og mulighed for at opsamle erosionsmaterialer fra højere liggende arealer i omdrift. Vedvarende græsarealer i

landbrugsmæssig drift vil desuden vedligeholde grønsværen og holde arealerne stabile i modsatning til brak og andre udtagninger, der kan overgå til højstaudesamfund uden en fast grønsvær, og med større risiko for både erosion til vandløbet og for udbredelse af invasive arter.

På produktive arealer er det uhensigtsmæssigt både for naturen og for den afgrøde landmanden kan hente, når der pålægges generelle regler om sen slåning på f.eks. arealer med MVJ-tilskud. En evt. sen slåning bør vurderes konkret i forhold til vegetationens produktivitet, tilstedeværende fugle og insekter (Hald, 2004a).

Ekstensivt drevne vedvarende græsarealer vil være at foretrække for brakarealer, og kan produktionsmæssigt have samme effekt, evt. reguleret gennem bedrifternes andel af udtagne arealer til denne driftsform. På de vedvarende græsarealer kan man bedre holde arealerne stabile frem for ved brak og andre udtagninger, der kan overgå til højstaudesamfund uden en fast grønsvær med risiko for erosion og udbredelse af invasive arter.

Ved drift og pleje af engarealer er det et stort problem, at der er mange små lodder, med hver sin lodsejer. (*Eksempelvis er et midtjysk græsningsselskab under etablering på blot 22 ha, og det involverer 12 lodsejere*). Støtte til etablering af græsningsselskaber – ud over er de eksisterende demonstrationsmidler – kan øge aktiviteterne på dette område.

Problemet med de mange små lodder kan evt. klares ved:

- etablering af græsningsselskaber, der driver arealerne samlet
- en enkelt stor besætning står for drift af en ådal
- arealerne opkøbes af en fond (eksisterende eller etableret til lejligheden f.eks. i form af et landsby ejerlaug)
- at der justeres ved jordfordeling (hensyn til behov for harmoniarealer inddrages)
- at der er pasningsordninger som i Vejlerne, med en hyrde ansat til dette arbejde
- at der etableres hølaug til særligt botanisk spændende arealer
- at der etableres naturplejelaug af beboerne i et område, der i fællesskab sætter et dyrehold ind, og efter afgræsningssæsonen konsumerer det producerede kød.

Naturplejen på større, sammenhængende arealer kan således udføres rationelt i landbrugsmæssigt regi, hvorimod de mindre naturarealer kan passes af en naturplejeforening, som en friluftsansat, der ikke nødvendigvis skal være rentabel.

Muligvis skal der sættes mere fokus på, hvem der får noget ud af plejen. Naturskønne ådale har en stor værdi for alle beboere i området, både jordbrugere og beboere uden jord. Desuden er det af stor værdi for egnen som helhed med henblik på landdistriktsudvikling i form af bosætning og turisme. Der bør udarbejdes en lokal prioritering, således at engarealer, hvor mange beboere dagligt har glæde af engene også får et højere tilskud for en given pleje. For jordbrugeren er det naturligvis essentielt at tilskudsordningerne kan sikre en rentabel drift, og at nye tilskud tilpasses de aktuelle plejebehov.

Tilskudsordninger tilrettelægges således, at der er helt klare muligheder for at kontrollere om reglerne overholdes. I princippet er det et meget reelt system, men problematisk hvis

behovet for at kunne kontrollere betyder, at man ikke opnår den ønskede naturmæssige eller miljømæssige effekt. Hvis man i stedet yder tilskud ud fra naturens tilstand og ud fra om der er fremdrift i et areals naturtilstand, eller miljømæssige tilstand, må det formodes, at den naturfremmende effekt var bedre og gik langt hurtigere. Det kan lyde uoverkommeligt at give tilskud direkte efter naturkvalitet, men hvis det systematiseres, vil man givetvis kunne nå langt indenfor samme beløbsrammer som nu.

Boks 9. Eksempel på at faste driftskrav kan være u hensigtsmæssige i naturplejen

Hvis en landmand udfører naturpleje på et areal langt fra sin bedrift, vil det være mest praktisk, at en samlet gruppe dyr sættes ud først på året, og hele gruppen hentes hjem, når væksten ophører til efteråret. Her kan der være for meget græs tidligt på året til at dyrene kan følge med, og nogle af de u hensigtsmæssige arter kan dermed brede sig på arealet.

Her kan det være relevant at tage slæt på noget af arealet først på året, men det er svært at vurdere væksten fremover og fastlægge denne andel. Det er i orden at tage slæt. Problemet er, at hvis væksten går i stå midt på sommeren, så må nogle af dyrene tages hjem, fordi tilskudsfodring ikke er tilladt. Her kunne det være rimeligt at lade landmanden tilskudsfodre med dette hør, der er høstet først på sæsonen, hvis der senere på året bliver mangel på græs. Hvis blot noget af høet gemmes til vinterfodring på stald fjerner landmanden større mængder næringsstoffer fra arealet end ved en ren afgræsning.

Det bør afprøves som et pilot-projekt, om der kan udarbejdes metoder til landmandens egenkontrol i forbindelse med naturplejeresultat kontrakt. En metode der også er et naturligt redskab til opfølgning på effekten af naturplaner. Systemet levner fleksibilitet til landmanden vedr. f.eks. slåningstidspunkt. Hør kan også kun bjerges i perioder med godt vejr og ikke efter bestemte terminer. Mere fleksibilitet med hensyn til slåningstidspunkt vil gøre landskabet mere varieret og dermed give mulighed for en længere periode med føde til fuglene på de slåede enge. Flexibilitet omfatter også antal dyr på arealet. En naturplejekontrakt vil se på fremdrift i naturresultatet i forhold til målsætningen. Landmanden skal i givet fald have adgang til at få vejledning og større fleksibilitet med hensyn til at opnå målsætningen.

Referencer

- Andersen, E. 2001. Vedvarende græsarealer – landbruget og regulering. Forest & Landscape research nr. 30. Skov & landskab, Hørsholm, 248 s.
- Andersen, J.M., Münier, B., Bruun, H., Asman, W.A.H. & Hald, A.B. 2000. Miljø- og naturmæssige konsekvenser af en ændret svineproduktion - DMU Rapport nr. 311. 106 s.
- Badsberg, J.H., Nielsen, L. & Hansen, H.H. 2003. Spiser kvæg som en grønthøster, eller er de kræsne. I Kristensen, K. (ed) Biometrianvendelse i planteforskningen. DJF Intern rapport nr. 184, 14-26.
- Bahmani, I., Pervanchon, F., Plantureux, S. & Giardin, P. 2002. Development of an agri-environmental indicator assessing the impact of nitrogen input on grassland biodiversity. Grassland Science in Europe, 7, 658-659.
- Benke, M., Kornher, A. & Taube, F. 1992. Nitrate leaching from cut and grazed swards influenced by nitrogen fertilization. Proceedings of the 14th General Meeting of the European Grassland Federation, Finland, 184-188.
- Berendse, F., Oomes, M.J.M., Altena, H.J. & De Visser, W. 1994. A comparative study of nitrogen flows in two similar meadows affected by different groundwater levels. Journal of Applied Ecology, 31, 40-48.
- Benstead, P., Drake, M., José, P., Mountford, O., Newbold C., Treweek, J., 1997. The Wet Grassland Guide. Manageing floodplain and coastal wet grasslands for wildlife. The Royal Society for the Protection of Birds, The Institute of Terrestrial Ecology and English Nature, 1997.
- Bossen, D. & Nielsen, L. 2003. Græskvaliteten på græsarealer, der afgræsses af ammekvæg. Landbrugets Rådgivningscenter, Kvæginfo nr. 1101.
- Buttenschøn, R.M. 2001. Status og behov i forbindelse med § 3 arealernes drift og pleje. Rapport til Vilhjelms-udvalget. www.sns.dk.
- Buttenschøn, R.M., Buttenschøn, J. 2000. Retablering af ferske plantesamfund ved ekstensiv græsning belyst ved eksempler fra Mols Bjerge. Flora og Fauna, 106. årgang, hæfte 3+4, s.63-78.
- Buttenschøn, R.M. & Buttenschøn, J. 2001. Effekten af husdyrgræsning på vegetation, s. 69-90 I: Pedersen, L.B., Buttenschøn, Rita M., Petersen, Henning, Jensen, T.S., 2001. Græsning på ekstensivt drevne naturarealer – Effekter på stofkredsløb og naturindhold. Park- og Landskabsserien nr. 34, Skov & Landskab, Hørsholm.

- Buttenschøn, R.M. & Nielsen, L. 2004. Jordbrugerens som Landskabsforvalter. Direktoratet for FødevareErhverv & Miljøministeriet. 108 sider.
- Cadish, G., Giller, K.E., Urquiaga, S., Miranda, C.H.B., Boddey, R.M. & Schunke, R.M. 1994. Does phosphorus supply enhance soil-N mineralization in Brazilian pastures? *Eur. J. Agron.* 3, 339-345.
- Caspersen, O.H., Kristensen, I. T., Munkholm, L. & Bøcher, P.K. 1998. Arealanvendelsen i Himmerland og Hornsherred i perioden 1861 – 1997. Danmarks Jordbrugsforskning.
- Chapman, R. 2001. Re-created Botanically Diverse grassland Communities. In: P. Tow & A. Lazenby (eds.) *Competition and succession in pastures*. CABI Publishing
- Berendse F. Oomes, M.J.M., Altena, H.J. & Elberse, W.Th. (1992) Experiments on the restoration of species-rich meadows in the Netherlands. *Biological Conservation* 62, 59-65.
- Cheshire, M.V. & Chapman, S.J. 1996. Influence of the N and P status of plant material and of added N and P on the mineralization of C from ¹⁴C-labelled ryegrass in soil. *Biol. Fertil. Soils*, 21, 166-170.
- Dalgaard, T., Kyllingsbæk, A., Hansen, J. F., Børgesen, C.D., Bøcher, P.K., Olsen, P. & Rubæk, G. 2004. Hvilken fosfortilførsel er bæredygtig på lang sigt? *Månedsmagasinet Mark* 1, s. 94.
- Debosz, K. 1994. Evaluation of soil nitrogen mineralization in two spring barley fields. *Acta. Agric. Scand., Sect. B, Soil and Plant Science*, 44, 142-148.
- Djurhus, J. 1987. Landbrugsmæssig udnyttelse af vandløbsnære arealer. Afgrøder og sædskifter – forudsætninger og konsekvenser. Miljøstyrelsen, Teknikerrapport nr. 23, 48 s.
- DMU-VIBI. 2004. DANVEG – en database over DANSke VEGetationstyper. www.DANVEG.dk.
- Ekstam, U. & Forshed, N. 1996. Äldre fodermarker. Betydelsen av hävdregimet i det förgångna, målstyring, mätning og uppföljning. Naturvårdsverkets Förlag. Stockholm.
- Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W., & Paulissen, D. 1992. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica*, nr. 18, 258s.
- Foster, B.L., Dickson, T.L., Murphy, C.A., Karel, I.S. & Smith, V.H. 2004. Propagule pools mediated community assembly and diversity-ecosystem regulation along a grassland productivity gradient. *Journal of Ecology* 92, 435-449.

Fritzbøger B. 1998. A Silvicultural Revolution. The Dissolution of Traditional Agro-Forestry in Denmark. AD 1730 - 1820. i: The Agricultural Revolution - Reconsidered s. 25-34. Claus Bjørn (ed.). Landbohistorisk Selskab, Odense 1998.

Gilbert, J.C., Gowing, D.J.G. & Bullock, R.J. 2003. Influence of seed mixture and hydrological regime on the establishment of a diverse grassland sward at a site with high phosphorus availability. *Restoration Ecology* 11(4), 424-435.

Grime, J.P. 1973. Competition exclusion in herbaceous vegetation. *Nature*, 242, 344-347.

Grüsewell, S., Koerselman, W. & Verhoeven, J.T.A. 2002. Time-dependent effects of fertilization on plant biomass in floating fens. *Journal Vegetation Science* 13, 705-718.

Hald, A.B. (unpubliceret, lic. manuscript 1984). Analysis of the response of some common plant species from mire areas to different ground water levels I. Description of the response by allometry.

Hald, A.B. 1999. Landbrug & Agerlandets Natur: Samspil - modspil. Fremtidig samspil? - I: Agger, P., Andersen, K.B., Petersen, E.H. & Primdahl, J. (red.) Temarapport nr. 1, Natur og landbrug, Naturrådet: 24-34.

Hald, A.B. 2004a. En økologisk botaniker-vinkel på forvaltning for engfugle. *URT* 28(2): 64-71.

Hald, A.B. 2004b. Response of terrestrial wetland vegetation to increased water table at Western Stadil Fjord. 7th INTECOL International Wetlands Conference, Utrecht Juli 2004. Conference abstracts: 120/Poster.

Hald, A.B., Nielsen, A.L., Debosz, K. & Badsberg, J.H. 2003. Restoration of degraded low-lying grasslands: indicators of the environmental potential of botanical nature quality. *Ecological Engineering*, 21, 1-20.

Hald, A.B. & Petersen, P.M. 1983a. Vådbundsarealer i Suså- Vendebækområdet 1983. Undersøgelsesparcellerne: Vegetation, overfladejord og sulfidfront - Terrestrisk-Økologisk Suså-Vendebækprojekt, Rapport T3. Miljøstyrelsen, København.

Hald, A.B. & Petersen, P.M. 1983b. Vådbundsarealer i Suså-Vendebækområdet. Udvalgte vådbundsarter dyrkningsforsøg og feltobservationer. Terrestrisk-Økologisk Suså-Vendebækprojekt, Rapport T4. Miljøstyrelsen, Miljøministeriet, København.

Hald, A.B. & Petersen, P.M. (Larsen, J. co-author of Appendix). 1992. Soil and vegetation in two Danish fens following changes in water regime. *Nordic Journal of Botany* 12(6): 707-732.

Hald, A.B. & Vinther, E. 2000. Restoration of a former species-rich-meadow in Denmark: response of 64 species to management. *Applied Vegetation Science*, 3, 15-24.

Hansen, K. 1991. Dansk feltflora. Gyldendal, 757 s.

Hill, M.O. & Carey, P.D. 1997. Prediction of yields in the Rothamsted Park Grass Experiment by Ellenberg indicator values. *Journal of vegetation science*, 8, 579-586.

Isselstein, J., Tallowin, J.R.B. & Smith, R.E.N. 2002. Factors affecting seed germination and seedling establishment of fen-meadow species. *Restoration Ecology* 10(2), 173-184.

Janssens, F., Peeters, A., Tallowin, J.R.B., Bakker, J.P., Bekker, R.M., Fillat, F. & Oomes, M.J.M. 1998. Relationship between soil chemical factors and grassland diversity. *Plant and Soil*, 202: 69-78.

Jensen, J. 1970. Engene. Danmarks Natur: Heder, overdrev og enge. Bind 7, 365-394.

Jensen, K. & Schrautzer, J. 1999. Consequences of abandonment for a regional fen flora and mechanisms of successional change. *Applied Vegetation Science* 2, 79-88.

Kirkham, F.W., Mountford, J.O. & Wilkins R.J. 1996. The effects of nitrogen, potassium and phosphorous addition on the vegetation of a Somerset peat moor under cutting management. *Journal of Applied Ecology*, 33, 1013-1029

Kirkman, L.K., Coffey, K.L., Mitchell, J. & Moser, E.B. 2004. Ground cover recovery patterns and life-history traits: implications for restoration obstacles and opportunities in a species-rich savanna. – *Journal Ecology* 92, 409-421.

Laubel, A., Kronvang, B., Hald, A.B. & Jensen, C. 2003. Hydromorphological and biological factors influencing sediment and phosphorus loss via bank erosion in small lowland rural streams in Denmark. - *Hydrological Processes*, 17, 3443-3463.

Losvik, M.H. 1993. Total species number as a criterion for conservation of hay meadows. I Bunce, RGH et al. eds. *Landscape Ecology and Agroecosystems*, 105-111.

McAfee, M. 1985. Ytsänkning på torvjord – Bälinge mossar 1904-1984. *Avdelingsmeddelande* 85:3. Sveriges Inatbruksuniversitet, Uppsala.

Madsen, H.B. & Holst, K. 1987. Potentielle marginaljorder. – Landsdækkende kortlægning af jordbundsfysiske og kemiske forhold, der har indflydelse på jordens dyrkning. *Marginaljorder og miljøinteresser. Miljøministeriets projektundersøgelser* 1986. Teknikerrapport nr. 1. Skov- og Naturstyrelsen.

Mikkelsen, V. M. 1976. Botanik III – Planteøkologi og danske plantesamfund. - De Studerendes Råd, Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole. 3. rev. udgave. 252 s.

Miljø- og Energiministeriet / Skov- og Naturstyrelsen. 1993. Vejledning om naturbeskyttelsesloven. www.sns.dk.

Miljø- og Energiministeriet / Skov- og Naturstyrelsen. 2000. Danske naturtyper i et europæisk Natura 2000 netværk.

Moutford, J.O., Lakhani, K.H. & Kirkham, F.W. 1993. Experimental assessment of the effects of nitrogen addition under hay-cutting and aftermath grazing on the vegetation of meadows on a Somerset peat moor. *Journal of Applied Ecology*, 30, 321-332.

Mountford, J.O., Lakhani, K.H. and Holland, R.J. 1996. Reversion of grassland vegetation following the cessation of fertiliser application. *Journal of Vegetation Science* 7:219-228.

Nielsen, A.L. 1996. Vedvarende græsarealer på lavbundslande. SP rapport nr. 19, 5-11.

Nielsen, A.L. & Debosz, K. 1994. Botanical composition, yield and herbage quality of swards of different age on organic meadowlands. I *Grassland and Society*, red. L.'t Mannetje og J. Frame, Proceedings of the 15th general Meeting of the European Grassland Federation, 324-327.

Nielsen A.L. & Markussen G.B.K. 1996. IVOMD in relation to botanical composition on organic meadowland. *Grassland Science in Europe*, 1, 531-535.

Nielsen, A.L. & Søgaard, K. 2000. Forage quality of cultivated and natural species in semi-natural grasslands. *Grassland Science in Europe*, 5, 213-215.

Nielsen, K.A., Mikkelsen, M., Elbek-Pedersen, H. & Kristensen, H. 1991. Grovfoderproduktion. Stigende mængder kvælstof til græs på våde lavbundslande, 1989-1991. Oversigt over landsforsøgene, 266-267.

Nielsen, L., Hald, A.B. & Badsberg, J.H. 2003. Slæt og afgræsning – betydning af tidspunkt og kombination for vegetation og produktion på engarealer. DJF rapport Markbrug nr. 91, 59-84.

Nielsen, L., Hald, A.B., Debosz, K. & Badsberg, J.H. 2002a. Genopretning af enge – indikatorer for potentiel botanisk naturkvalitet. I Caspersen, O.H. & Fritzboeger, B. (eds.) *Landskab, forandring og forvaltning – fem landskabsstudier fra Bjerringbro og Hvorslev*. Forest & Landscape Research no. 31, s. 100-131.

Nielsen, L., Hansen, H.H., Badsberg, J.H. & Søgaard, K. 2002b. Planteproduktion og fødevalg. DJF Intern rapport nr. 154, 7- 13.

Nielsen, M.G. 2003. Masseforekomst af den gule engmyre (*Lasius flavus* F.) på danske øer – en indikator for kulturpåvirkning og forøget biodiversitet. *Flora og Fauna* 109(3/4), 139-144.

Olf, H. & Ritchie, M.E, 1998. Effects of herbivores on grassland plant diversity. – *TREE* 13(7), 261-265.

Oomes, M.J.M. 1992. Yield and species density of grasslands during restoration management. *J. Veg. Sci.* 3, 271-274.

Oomes, M.J.M., Olff, H. & Altena, H.J. 1996. Effects of vegetation management and raising the water table on nutrient dynamics and vegetation change in a wet grassland. *Journal of Applied Ecology*, 33, 576-588.

Paludan, C. & Jensen, H.S. 1995. Sequential extraction of phosphorus in freshwater, wetland and lake sediment: Significance of humic acids. *Wetlands*, 15, 365-373.

Pedersen, M.L. & Svendsen, L.M. 1999. Restaurering af Brede Å. Stofftilbageholdelse på de vandløbsnære arealer. Arbejdsrapport DMU, nr. 101. 77 s.

Plöger, E. 1991. Gødskning på vedvarende græsningsarealer – en trussel. *Urt*, 1, 4-14.

Proulx, M. & Mazumder, A 1998. Reversal og grazing impact on plant species richness in nutrient-poor vs. nutrient-rich ecosystems. *Ecology* 79(8), 2581-2592.

Refsgard Andersen, H., Kristensen, T., Bligaard, H.B. & Thamsborg, S.M. 2002. Studeproduktion ved afgræsning af ferske enge. Effekt af belægningsgrad og slutfedningsstrategier på sundhed, tilvækst, foderforbrug, slagte- og kødkvalitet samt produktionsøkonomi. DJF rapport nr. 40. Husdyrbrug. 87 s.

Rosenthal, G. 2003. Selecting target species to evaluate the success of wet grassland restoration – *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 98, 227-247.

Schaeffers, A.P. & Sykora, K.V. 2000. Reliability of Ellenberg indicator values for moisture, nitrogen and soil reaction: a comparison with field measurements. *J. Veg. Sci.* 11, 225-244.

Schmidt, N.M., Olsen, H., Lisborg, T.D. Bildsøe, M. & Leirs, H. 2003. Betydning af græsningstryk og høslæt for småpattedyr på ferske enge. DjF rapport, Markbrug nr. 91, 157-181.

Schrautzer, J. og Jensen, K. 1998. Quantitative und qualitative Auswirkungen von Sukzessionsprozessen auf die Flora der niedermoorstandorte Schleswig-Holsteins. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 7:219-240.

Søgaard, B., Skov, F., Ejrnæs, R., Nielsen, K.E., Pihl, S., Clausen, P., Laursen, K., Bregnballe, T., Madsen, J., Baattrup-Pedersen, A., Søndergaard, M., Lauridsen, T.L., Møller, P.F., Riis-Nielsen, T., Buttenschøn, R.M., Fredshavn, J.R., Aude, E. & Nygaard, B. 2003. Kriterier for gunstig bevaringsstatus. Naturtyper og arter omfattet af EF-habitatdirektivet & fugle omfattet af EF-fuglebeskyttelsesdirektivet. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU 457.

Tallowin, J.R.B. 1997. The agricultural productivity of lowland semi-natural grassland: a review. *English Nature Research Reports*, no. 233.

Tallowin, J.B.R. og Smith, R.E.N. 2001. Restoration of a *Cirsio-Molinietum* fen meadow on an agriculturally improved pasture. *Restoration Ecology* 9(2), 167-178.

Thorup, O. 2003. Truede engfugle. Status for bestande og forvaltning i Danmark.- Dansk Ornitologisk Forening.

Van Duren, I.C. & Pegtel, D.M., 2000. Nutrient limitations in wet, drained and rewetted fen meadows: evaluation of methods and results. *Plant and Soil*, 220, 35-47.

Van Strien, A.J., Melman, Th.C.P & de Heiden, J.L.H., 1988. Extensification of dairy farming and floristic richness of peat grassland. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 36, 339-355.

Vedby, S., 1984. Vådbundsarealer i Suså-området. Hydrologi og jordbund – Suså-undersøgelsen, Rapport T2, Miljøstyrelsen, Miljøministeriet.

Vinther, E. 1985. Moseplejebogen. Retningslinjer for pleje af enge og moser. Fredningsstyrelsen.

Vinther, E. & Hald, A.B., 2000. Restoration of an abandoned species-rich fen meadow in Denmark: changes in species richness and dynamics of plant groups during 12 years. *Nordic Journal of Botany* 20(5), 573-584.

Wilman, D. & Riley, J.A., 1993. Potential nutritive value of a wide range of grassland species. *Journal of Agricultural Science, Cambridge*, 120, 43-49.

Wind, K., Neuteboom, H.H. & Mannetje L't. 1993. Effect of extensification on yield and botanical composition of grassland on sandy soil. *BGS Occasional Symposium*, no. 28, 217-222.

Wilhelmudvalget, 2001. Virkemidler til fremme af naturen i landbruget – rapport fra Aavang-gruppen nedsat under Wilhelmudvalgets arbejdsgruppe vedrørende landbrug. Skov- og Naturstyrelsen, 65 s.

Århus Amt, 2001: Naturkvalitetsplanlægning. Natur og Miljø, Århus Amt.

Bilag 1. Definition af beskyttede ferske enge i naturbeskyttelsesloven.

Denne rapport omhandler de beskyttede ferske enge således som de er defineret og afgrænset i Vejledning om naturbeskyttelsesloven (Miljø- og Energiministeriet, Skov- og Naturstyrelsen, 1993):

"Ferske enge skabes ved menneskets påvirkning. Enge kan således være dannet ved slåning eller græsning af naturlige kærsumfund eller ved fældning af elle-, aske-, birk- eller pildominerede sumpskove med efterfølgende slåning eller græsning.

Vegetation

Engenes plantesamfund afviger delvis fra de oprindelige kærsumfund. Ved slåning eller græsning forhindres træer og buske i at indvandre, ligesom græsser og planter, der kan tåle kulturpåvirkningen, får øgede konkurrencemæssige fordele frem for de øvrige arter. Dette bevirker, at det oprindelige kærsumfund ændres til at indeholde en større del af plantearter, der tåler afslåning og nedbidning, samt arter, der på anden måde begünstiges af påvirkningen. Af sådanne artsgrupper kan nævnes lave, lyskrævende planter samt en- og toårige urter, hvis spiring begünstiges af kreaturerne optrampning af jordbunden eller regelmæssig slåning. Engene er derfor generelt artsrige og indeholder en række sjældnere og fåtallige plante- og dyrearter.

Enge på forholdsvis god jordbonitet (rigkær) kan eksempelvis have en vegetation af lavere urter som trævlekrone, engkabbeleje, engblomme, vinget perikon samt Maj -gøgeurt og andre orkideer m.v. Er græsning eller høslæt forholdsvis ekstensiv eller ophørene, kan disse engtyper være under tilgroning med højere planter som f.eks. .lådden dueurt, stor nælde, tagrør, almindelig mjøldurt, kær-star, almindelig fredløs, angelik og kærtidsel m.fl.

Denne vegetation kan over nogle år udvikle sig til krat og sumpskov.

Ikke beskyttede arealer

Almindelige dyrkede marker og kulturgræsmarker, som omlægges hyppigere end en gang hvert 7.-10. år, eller hvor der flere gange inden for denne periode høstes mellemafrøder, betragtes ikke som ferske enge i naturbeskyttelseslovens forstand.

Afgrænsning i forhold til andre naturtyper

Engene kan ved naturlig tilgroning af fugtigere bund udvikle sig tilbage mod mose, rørsump og krat eller sumpskov og på de mere tørre dele mod mere eller mindre tilgroede overdrev og græsfælder. Overgangen mellem engen og sådanne forholdsvis uforstyrrede plantesamfund kan ofte erkendes ved hegn og skel, men er i andre tilfælde jævn og glidende samt vanskelig at lokalisere præcist i terrænet. Da de nævnte naturtyper imidlertid også - under forudsætning af at størrelseskriteriet er opfyldt - er omfattet af bestemmelserne i loven, er disse grænsedragninger i det store og hele af mindre betydning for administrationen af lovens beskyttelsesbestemmelser."

Bilag 2. Definition af beskyttede moser og lignende i naturbeskyttelsesloven.

Definition af mose ifølge naturbeskyttelsesloven er fra Vejledning om naturbeskyttelsesloven (Miljø- og Energiministeriet, Skov- og Naturstyrelsen, 1993):

”Efter naturfredningslovens § 43, stk. 2, var »moser« omfattet af beskyttelsen. Der har imidlertid været tvivl om afgrænsningen af mosebegrebet. Traditionelt er begrebet defineret ud fra områdernes plantevækst, fugtighedsforhold og jordbund, men det har været usikkert, hvorvidt alle disse tre kriterier skulle opfyldes i det enkelte tilfælde, eller om det var tilstrækkeligt, at kun en eller to af forudsætningerne var til stede.

Tørvedannelse

Specielt har tvivlen angået, om det er en nødvendig forudsætning, at der foreligger et tørvelag.

Hensigten med bestemmelsen i lovens 43, stk. 2, var navnlig at beskytte det vilde plante- og dyreliv. Det er derfor fremhævet i bemærkningerne til lovforslaget, at beskyttelsen ikke bør være afhængig af, om der i det konkrete tilfælde findes et tørvelag. For at tydeliggøre, at bestemmelsen også finder anvendelse, selv om ikke alle de ovennævnte kriterier samtidig er opfyldt, herunder specielt selv om der ikke foreligger noget tørvelag, er ordet »moser« derfor i lovens § 3 erstattet af »moser og lignende«.

Det bemærkes, at tørvedannelsen i visse mosetyper naturligt er meget begrænset og undertiden næsten fraværende. Dette gælder f.eks. nogle kalkkær og vældmoser.

Vegetation

Der bør derfor primært lægges vægt på botaniske forhold, hvorimod hydrologiske og/eller geologiske kriterier kun forudsættes anvendt, hvis der foreligger tegn på kulturbetingede indgreb, som hindrer en botanisk bedømmelse. Her tænkes f.eks. på nylig opløjning, opfyldning eller anden intensiv jordbearbejdning, hvorved terrænforhold er ændret, eller naturlig vegetation er fjernet. Også afgrænsningen mellem moser og andre naturtyper foretages først og fremmest ud fra botaniske kriterier. Arealer betegnes således som mose, når de naturligt forekommende moseplanter dominerer i forhold til plantearter fra andre naturtyper. Endvidere karakteriseres moser ofte ved et ujævnt overfladerelief.

Ekstensiv græsning

En landbrugsmæssig udnyttelse udelukker ikke, at et område kan betegnes som mose, hvis udnyttelsen er så begrænset, at den ikke påvirker den naturlige vegetationssammensætning væsentligt. Ekstensiv græsning vil således kunne forekomme i moser, som er omfattet af § 3, og en fortsat græsning af denne art kræver derfor ikke dispensation.

Forstlig udnyttelse

Træbevoksede moseområder, hvor vegetationen er opstået naturligt, er omfattet af lovens § 3. Dette gælder også birkekær og pilekrat samt elle- og askesumpe, såfremt den forekommende urtevegetation i øvrigt medfører, at området må betegnes som mose. I sådanne moser må hidtidig normal forstlig udnyttelse fortsættes, mens f.eks. tilplantning kræver dispensation.

Begrebet »moser og lignende« i lovens forstand omfatter således udyrkede eller ekstensivt udnyttede områder præget af en ferskvandspåvirket naturlig eller overvejende naturlig vegetation, som er knyttet til gennemsnitlig høj vandstand, og som Ofte har dannet tørv eller anden organisk aflejring. Begrebet er således en fællesbetegnelse for en række vådbundsområder med plantesamfund, der har betegnelsen efter vegetationens sammensætning, (f.eks. rørsump, starsump, ellesump, birkekær, pilekrat), eller efter vandtilførslen (højmose, kærmose, vældmose), eller efter andre forhold (f.eks. dyndeng, fugteng). Om et område kaldes mose eller kær har ingen betydning.

Ofte vil det være vanskeligt at trække en præcis grænse mellem moser og andre typer af relativt uforstyrrede og naturligt forekommende plantesamfund som heder, overdrev, strandenge, strandsumpe og ferske enge. Derimod vil der som regel være markant synlige vegetations- eller terrænforskelle i forhold til dyrkede arealer, tilplantede skovarealer og terrænskel i form af veje, hegn, diger, grøfter m.v. I mange tilfælde vil mosegrænsen derfor kunne trækkes i forhold til arealer, der er i omdrift, eller vejspor, hegn, diger, ejendomsskel m.v.

En nærmere afgrænsning er imidlertid i de fleste tilfælde uden praktisk betydning, både fordi de omtalte naturtyper som oftest er omfattet af lovens ~ 3 med det samme arealmæssige krav, og fordi en flerhed af de pågældende naturtyper, der sammenlagt udgør 2500 m², vil være omfattet af den generelle beskyttelse, jf. § 3, stk. i.

Moser beliggende i sommerhusområder og byzone er som hidtil omfattet af den generelle beskyttelse, medens dette kun i begrænset omfang er tilfældet for de øvrige naturtyper, jf. afsnit 3.2. Det vil således i denne henseende, jf. ovenfor afsnit 3.8, fortsat kunne være nødvendigt nærmere at afgøre, om et givet område må karakteriseres som en mose i modsætning til f.eks. en hede”.

